



Optionen zur Kompensation der Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation von Wäldern - Darstellung und Bewertung

Bericht des Bundesrates in Erfüllung des Postulats von Siebenthal (13.4201) „Rückführung von Asche in den Wald als Sofortmassnahme gegen Bodenversauerung“.

15. Februar 2017

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG	3
TEIL I AUSGANGSLAGE	4
1 Problematische Nährstoffverarmung und Versauerung der Waldböden	4
2 Auftrag aus dem Postulat von Siebenthal	4
3 Aufbau des Berichtes	4
TEIL II PROBLEMBESCHRIEB	5
4 Überschreitung der tolerierbaren Stickstoffeinträge auf 95 Prozent der Waldfläche	5
5 Entwicklung der Stickstoffemissionen über die Zeit	6
6 Zustand der Waldböden bezüglich der Versauerung	6
7 Auswirkungen von versauerten Waldböden	8
8 Fazit aus dem Problembeschrieb	8
TEIL III LÖSUNGSANSÄTZE	9
9 Mögliche Massnahmen	9
10 Rechtliche Rahmenbedingungen bezüglich der möglichen Massnahmen	10
10.1 Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle	10
10.2 Waldbauliche Massnahmen	11
10.3 Kalkung und (Holz-)Ascheausbringung	11
11 Beurteilung der möglichen Massnahmen und Auswahl	11
TEIL IV FOLGERUNGEN	14
12 Konsequenzen und Auswirkungen der ausgewählten Massnahmen	14
12.1 Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle	14
12.2 Waldbauliche Massnahmen	14
12.3 Kalkung	14
ANHANG: Wissenschaftlicher Teil	17

ZUSAMMENFASSUNG

Übermässige Einträge von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen bewirken in vielen naturnahen Ökosystemen eine Überdüngung und tragen zur Versauerung des Bodens bei. Die Stickstoffeinträge überschreiten heute auf 95 Prozent der Waldfläche die kritischen Eintragungswerte, oberhalb derer langfristig mit negativen Beeinträchtigungen zu rechnen ist.

Die Versauerung und die Nährstoffverarmung sind in vielen Wäldern problematisch: Die Nährstoffversorgung wird unausgewogen und teilweise mangelhaft, das Wachstum kann abnehmen und die Bäume werden weniger widerstandsfähig gegenüber Krankheiten und Witterungseinflüsse wie Trockenheit oder Stürme.

Der vorliegende Bericht beschreibt die aktuelle Situation in der Schweiz und zeigt mögliche Massnahmen zur Reduktion der negativen Wirkungen der Stickstoffeinträge in den Wald auf. Zudem werden Massnahmen zur Kompensation bereits eingetretener Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation von Wäldern dargelegt. Im letzten Teil des Berichtes werden diese bewertet und es wird eine Auswahl getroffen.

Höchste Priorität hat die Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle. Dies insbesondere wegen der grossen Umweltwirkung und der Tatsache, dass dadurch weitere Schäden vermieden werden können (Vorsorgeprinzip). In der Pflicht stehen dabei die Landwirtschaft, welche für 66 Prozent der stickstoffhaltigen Luftschadstoffeinträge in den Wald verantwortlich sind und der Verkehr (22 Prozent der Einträge). Allerdings würde auch bei einer raschen Reduktion der heutigen Stickstoffemissionen die Wirkung auf den meisten Standorten erst zeitlich stark verzögert eintreten, da in den letzten Jahrzehnten grosse Mengen Stickstoff in die Wälder eingetragen wurden.

Daher sind weitere Massnahmen notwendig, um die bereits eingetretenen Auswirkungen wie die Nährstoffverluste zu kompensieren und Schäden zu reduzieren. Dazu eignen sich gewisse waldbauliche Massnahmen und die Kalkung von Waldböden.

Waldbauliche Massnahmen zur Kompensation der Versauerung und der Verbesserung der Nährstoffsituation von Waldböden sind auf leicht kritischen Standorten wirkungsvoll, bei denen nur der Oberboden leicht versauert ist, im Unterboden aber beispielsweise noch nährstoffreiche Schichten anstehen, die für Pflanzen erreichbar sind. Mit der Wahl tiefwurzelnder Baumartenwahl können z.B. solche tiefer liegenden wertvollen Schichten erschlossen und die Belastung für die Bäume entschärft werden. Solche waldbauliche Massnahmen wirken jedoch nur auf sehr lange Sicht (langsame Wachstumsprozesse). Auf dafür geeigneten Standorten sollen sie gezielt eingesetzt werden.

Die Kalkung von Waldböden hat im Vergleich dazu eine raschere Wirkung und sie kann stark versauerte und sanierungsbedürftige Böden verbessern. Im Ausland (z.B. Deutschland) liegen diesbezüglich breite und langjährige Erfahrungen vor. Um die Anwendbarkeit in der Schweiz zu testen, sollen gezielte Pilotversuche durchgeführt werden.

Die im Bericht ebenfalls geprüfte und vom Postulanten geforderte Holzascheausbringung käme aufgrund der Zusammensetzung und chemischen Eigenschaften der Aschen höchstens nach einer Vorbehandlung und auf wenigen sanierungsbedürftigen Spezialstandorten in Frage (z.B. auf gleichzeitig sehr trockenen Standorten, die eine Zufuhr von Phosphor und Kalium benötigen). Asche ist aus rechtlicher Sicht ein Abfall und muss gemäss der geltenden Gesetzgebung entsorgt werden. Dies weil auch Aschen aus unbehandeltem Holz oft mit Fremdstoffen oder Schwermetallen belastet sind, welche sich im Waldboden akkumulieren könnten. Um dies zu vermeiden, müsste bei einer Ausbringung in den Wald ein hoher Kontrollaufwand betrieben werden. Wegen dieser Nachteile und des zu erwartenden hohen Vollzugsaufwandes wird von einer Holzascheausbringung im Wald abgeraten.

TEIL I AUSGANGSLAGE

1 Problematische Nährstoffverarmung und Versauerung der Waldböden

Übermässige Einträge von stickstoffhaltigen Luftschadstoffen bewirken in vielen naturnahen Ökosystemen eine Überdüngung (Eutrophierung) und tragen zur Versauerung bei. Zu den empfindlichen Ökosystemen gehören neben den Wäldern auch artenreiche Wiesen, Hoch- oder Flachmoore. Die Versauerung und damit die Nährstoffverarmung ist in vielen Wäldern problematisch. Insbesondere Phosphor und Kalium sind auf vielen Waldstandorten ungenügend vorhanden. Betroffene Wälder zeigen Mangelercheinungen wie Blatt-/Nadelverluste oder vermindertes Wachstum und sind weniger widerstandsfähig gegenüber Krankheiten und Witterungseinflüssen wie Trockenheit oder Stürme.

Der Haupt-Treiber für diese Entwicklung sind die hohen Stickstoffeinträge, denn die maximal tolerierbaren Eintragswerte (Critical Load) werden grossflächig überschritten. Von den gesamten Einträgen stickstoffhaltiger Luftschadstoffe in den Wald stammen heute 66 Prozent aus der Landwirtschaft, 22 Prozent vom Verkehr, 8 Prozent von der Industrie und Gewerbe und 4 Prozent von den Haushalten (BAFU, 2014).

Für die Nährstoffversorgung nachteilig ist auch die zunehmend angewendete Ganzbaumnutzung: Aus Effizienzüberlegungen werden immer häufiger Holzernteverfahren (Harvester) eingesetzt, bei denen ganze Bäume genutzt werden (Vollbaumnutzung). Dieser Trend dürfte auch in Zukunft weiter anhalten. Für die Energieholznutzung, die seit der Jahrtausendwende markant zunimmt, werden diese Verfahren häufig verwendet, um auch dünnere Äste, Rinden, Reisig und Blätter zu nutzen. Dies kann zu Nährstoffexporten aus dem Wald führen, welche durch die natürliche Nachlieferung aus der Verwitterung im Boden nicht ausgeglichen werden können.

2 Auftrag aus dem Postulat von Siebenthal

Mit dem Postulat 13.4201 „Rückführung von Asche in den Wald als Sofortmassnahme gegen Bodenversauerung“ von Erich von Siebenthal vom 12. Dezember 2013 wird der Bundesrat aufgefordert, gesetzliche Anpassungen zu prüfen und darüber Bericht zu erstatten, wie saubere Asche aus Holzheizungen, die unbehandeltes Holz verbrennen, in den Wald zurückgeführt werden können.

In seiner Stellungnahme vom 12. Februar 2014 hält der Bundesrat fest, dass in der Waldpolitik 2020 des Bundes (BBl 2011, 8731) die Herausforderungen im Bereich der Versauerung der Waldböden sowie des Nährstoffmangels erkannt sind. Die Waldpolitik 2020 sieht vor, dass der Nährstoffhaushalt im Wald überprüft und das Ausmass der möglichen Gefährdungen ermittelt wird. Massnahmen zur Kompensation von Nährstoffverlusten und zu ihrer Vermeidung sollen geprüft werden.

Der Bundesrat beantragte die Annahme des Postulats und sprach sich für die Erstellung eines Berichts aus, in dem alle Optionen zur Kompensation der Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation von Wäldern dargestellt und bewertet werden sollen. Der Nationalrat überwies das Postulat am 21. März 2014 und beauftragte damit den Bundesrat mit der Erstellung des entsprechenden Berichtes.

3 Aufbau des Berichtes

Der Bericht gliedert sich in einen Policy-Teil und einen wissenschaftlichen Teil. Der Policy-Teil gliedert sich in die vier Teile Ausgangslage, Problembeschrieb, Lösungsansätze und Folgerungen. Der wissenschaftliche Teil befindet sich im Anhang und bildet die Grundlage für den Policy-Teil.

TEIL II PROBLEMBESCHRIEB

4 Überschreitung der tolerierbaren Stickstoffeinträge auf 95 Prozent der Waldfläche

Der natürliche Stickstoffkreislauf in Wäldern wird insbesondere durch zusätzliche Einträge aus der Landwirtschaft, dem Verkehr und der Industrie gestört. So gelangen durch die Düngung und die intensive Tierhaltung grosse Mengen an Stickstoff in die Umwelt und werden mit der Luft und dem Wasser in alle Ökosysteme verfrachtet. Dies hat in den vergangenen Jahrzehnten dazu beigetragen, dass die Einträge von Stickstoff in naturnahe Ökosysteme die kritischen Eintragswerte vielfach überschreiten. Böden versauern und verarmen an Nährstoffen, wenn der Eintrag versauernder Depositionen höher ist als die Neutralisierung durch Verwitterung der Bodenminerale. In der Schweiz stammen heute 85 Prozent der versauernden Einträge von den Stickstoffeinträgen.

Um festzustellen, ob Einträge versauernder und eutrophierender Verbindungen noch toleriert werden können oder nicht, wurde im Rahmen der UNECE-Konvention über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung das "Critical Load"-Konzept entwickelt. Der "Critical Load" ist ein maximal tolerierbarer Eintragswert, der standortspezifisch berechnet wird. Beim Überschreiten der kritischen Eintragswerte sind langfristig negative Auswirkungen auf Struktur und Funktion der Ökosysteme zu erwarten.

Die Karte in Abbildung 1 zeigt die Überschreitung der Critical Loads für Stickstoffeinträge für Wälder und naturnahe Ökosysteme. Demnach werden auf 95 Prozent der Waldfläche die Critical Loads für Stickstoffeinträge überschritten.

Im Mittelland und im Tessin werden die Critical Loads gebietsweise um mehr als 30 kg Stickstoff pro Hektare und Jahr überschritten.

Deutlich erkennbar sind in Abbildung 1 die Gebiete mit hoher Viehdichte (Zentralschweiz, Ostschweiz, Kantone Bern und Freiburg), da die Viehwirtschaft eine wichtige Quelle der Stickstoffeinträge ist. Von den Stickstoffeinträgen aus der Luft in die Wälder stammen ca. 2/3 aus der Landwirtschaft. Die Stickstoff-Emissionen pro Hektare landwirtschaftlicher Nutzfläche (in Form von Ammoniak, NH_3) betragen in der Schweiz knapp 40 kg. Dies ist im europäischen Vergleich der dritthöchste Wert, nach den Niederlanden und Belgien. Die hohen Eintragswerte im Tessin dagegen sind vorwiegend auf die hohen Stickstoffimporte von Luftschadstoffen aus dem Ausland (Italien) zurückzuführen.

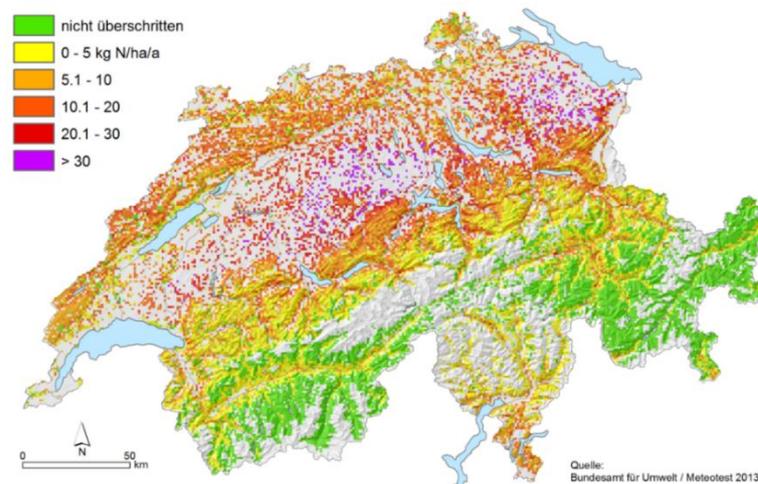


Abbildung 1: Überschreitung der Critical Loads für Stickstoffeinträge, 2010 (EKL 2014). Dargestellt sind alle Ökosysteme, d.h. Wälder, naturnahe Wiesen, Moore.

5 Entwicklung der Stickstoffemissionen über die Zeit

Die Stickstoffemissionen gingen nach einem Maximum Mitte der 1980er Jahre zurück (siehe Abbildung 2). Dies betrifft vor allem die oxidierten Stickstoffverbindungen aus dem Strassenverkehr und anderen Verbrennungsprozessen dank verbesserten Technologien. Die Emissionen von reduziertem Stickstoff aus der Landwirtschaft gingen aber nur leicht zurück und stagnieren seit dem Jahr 2000 auf hohem Niveau bei ca. 50'000 Tonnen pro Jahr.

Nach Berechnungen der Europäischen Umweltagentur werden in der Schweiz auch im Jahr 2030 noch 66 Prozent der Fläche (alle Flächen, nicht nur Wälder) ein Risiko hinsichtlich des Stickstoffeintrags aufweisen, selbst wenn die im Göteborg-Protokoll¹ vorgesehenen Massnahmen zur Depositionsreduktion durchgesetzt würden (EEA 2014). Somit muss sich die Schweiz auch zukünftig auf (zu) hohe Stickstoffeinträge einstellen.

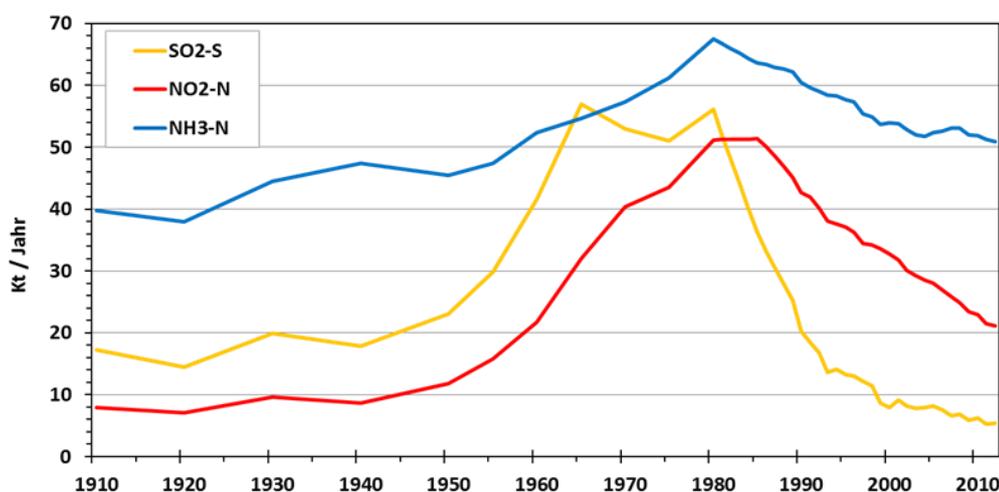


Abbildung 2: Emissionen von Stickoxid (NO₂), Schwefeldioxid (SO₂) und Ammoniak (NH₃) in der Schweiz von 1910 bis 2012, angegeben in Kilotonnen S/Jahr und in Kilotonnen N/Jahr (Augustin und Achermann 2012, aktualisiert).

6 Zustand der Waldböden bezüglich der Versauerung

Ist der Eintrag versauernder Verbindungen (reaktiver Stickstoff, Schwefelverbindungen) höher als das Puffervermögen der Böden, so versauern die Waldböden. Die Versauerung wird anhand von verschiedenen Parametern in der Bodenlösung (siehe Anhang) und der Boden-Festphase beurteilt.

Die Basensättigung² ist eine zentrale Grösse zur Beurteilung des Bodenzustands hinsichtlich Versauerung. Sie ist das Ergebnis von Geologie, Nutzungsgeschichte und dem Eintrag versauernder Depositionen.

Liegt die Basensättigung im Boden unter 40 Prozent, so ist mit negativen Beeinträchtigungen für das Ökosystem Wald zu rechnen (siehe Anhang für die wissenschaftliche Herleitung).

Aufgrund nährstoffarmer Ausgangsgesteine gibt es auch natürlich saurere Böden, z.B. solche die aus Granitgestein entstanden. Doch auch solche Böden liegen natürlicherweise nicht unter 40 Prozent Basensättigung (siehe Ziff. 2.1 im Anhang). Allerdings versauern solche nährstoffarmen Böden durch Einträge aus der Luft schneller, da sie wegen geringer Verwitterungsraten der Versauerung durch Luftschadstoffe wenig entgegen setzen können.

¹ Göteborg, 1999: Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, sog. Multipollutant/Multieffekt-Protokoll der UNECE Luftreinhaltekonvention von 1979 (Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP).

² Prozentsatz basischer Kationen an den gesamten austauschbaren Kationen im Boden.

Die Basensättigung im Wurzelraum von Waldböden kann für die ganze Schweiz geschätzt und abgebildet werden (siehe Abbildung 3). Die Abbildung zeigt, dass insbesondere im Mittelland und entlang der Voralpen grosse Waldflächen weit unter der kritischen 40 Prozent-Grenze liegen (dargestellt in den Farben gelb, orange, rot, pink und violett). Auch das Tessin und Teile von Uri, Graubünden und des Wallis sind betroffen.

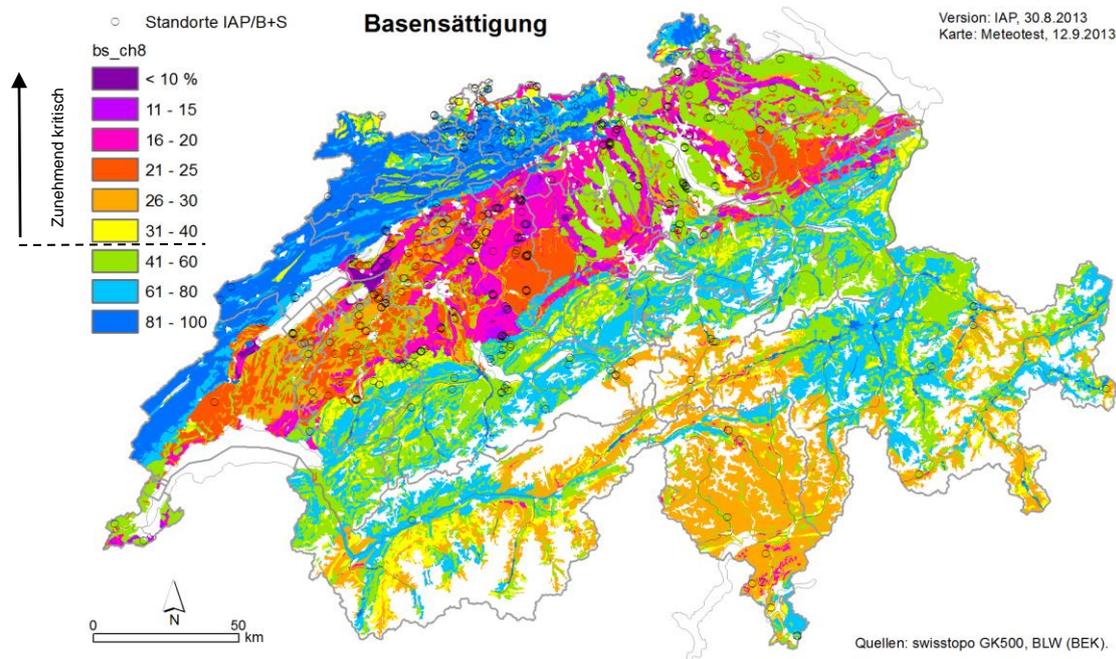


Abbildung 3: Basensättigung für Waldböden, 0-40 cm Tiefe, basierend auf Berechnungen von Rihm und Braun, 2015. Liegt die Basensättigung im Boden unter 40% (in der Farblegende dargestellt mit gestrichelter Linie), so ist mit negativen Beeinträchtigungen für das Ökosystem Wald zu rechnen.

Zählt man die Waldflächen zusammen, die eine Basensättigung von unter 40 Prozent im Wurzelraum aufweisen, sind gut ein Drittel der Waldböden in der Schweiz betroffen. Dabei sind knapp 30 Prozent als kritisch und rund 8 Prozent als sehr kritisch und sanierungsbedürftig zu beurteilen (siehe Tabelle 1). In diesen Flächen sind auch die natürlich sauren, d.h. basenärmeren Flächen enthalten.

Basensättigung in %	Waldfläche in ha	Waldfläche in %	Zustand bez. Versauerung
< 20	82'877	7.7	instabil, sanierungsbedürftig
21 – 40	303'687	28.0	kritisch
41 – 60	297'882	27.6	akzeptabel bis gut
61 – 80	228'108	21.0	unbedenklich
81 – 100	170'161	15.8	unbedenklich
Total	1'082'714	100.0	

Tabelle 1: Anteil Waldflächen in den verschiedenen Klassen der Basensättigung in 0–40cm, nach Rihm und Braun, 2015 (verändert). Waldfläche aus Arealstatistik 1997, ohne Gebüschwald.

7 Auswirkungen von versauerten Waldböden

Gesunde und ausreichend mit Nährstoffen versorgte Ökosysteme sind in der Lage, ein gewisses Mass an Störungen auszugleichen und ihre Leistungen weiterhin zu erbringen. Wird ein Ökosystem allerdings zu stark belastet, hat dies negative Auswirkungen und es besteht die Gefahr, dass das Ökosystem seine Leistungen nicht mehr voll erbringen oder gar „kippen“ kann. Die Schäden sind dann meistens irreversibel.

Im Ökosystem Wald sind insbesondere folgende negative Auswirkungen zu beobachten, wenn Waldböden eine Basensättigung von unter 40 Prozent aufweisen:

- Reduktion der Baumvitalität durch Nährstoffmangel bzw. unausgewogene Ernährung
- Reduktion der Baumstabilität durch vermindertes Wurzelwachstum
- Reduktion der Trockenheitsresistenz durch vermindertes Wurzelwachstum
- Reduziertes Wachstum durch Nährstoffmangel
- Reduktion der Biodiversität durch überhöhte Stickstoff-Zufuhr (Eutrophierung)

Diese negativen Wirkungen auf den Wald und seine Leistungen sind – je nach Geologie, Lage und anderen Stressoren – unterschiedlich stark ausgeprägt. Dies zeigen wissenschaftliche Studien (siehe Anhang Ziff. 2.3 und 2.4)

8 Fazit aus dem Problembeschrieb

Aus der Situationsanalyse lässt sich folgendes Fazit ziehen: Die Versauerung und die Nährstoffverarmung finden fast überall statt, denn die Stickstoffeinträge überschreiten auf 95 Prozent der Waldfläche die kritischen Werte.

Der Haupt-Treiber für diese Entwicklung sind die hohen Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft (66 Prozent) und dem Verkehr (22 Prozent).

Je nach Standort (Geologie, Boden etc.) verarmen die Waldböden in der Folge an Nährstoffen und versauern. Negative Auswirkungen davon sind Stabilitätsverluste, Vitalitätsverluste, Rückgang der Biodiversität, Reduktion der Trockenheitsresistenz und weiteres mehr.

Massnahmen an der Quelle zur Reduktion der Emissionen sind daher zwingend. Aufgrund der immer noch hohen Stickstoffeinträge, der prognostizierten weiterhin hoch bleibenden Einträge und der negativen Langzeitfolgen der bereits erfolgten Einträge müssen auch Massnahmen im Wald geprüft werden, um die negativen Folgen zu mindern.

TEIL III LÖSUNGSANSÄTZE

Gemäss Stellungnahme des Bundesrat zum Postulat 13.4201 „Rückführung von Asche in den Wald als Sofortmassnahme gegen Bodenversauerung“ vom 04. Februar 2014 sollen im Postulatsbericht alle Optionen zur Kompensation der Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation von Wäldern dargestellt und bewertet werden. Demnach beschränken sich die nachfolgenden Massnahmen nicht alleine auf die Rückführung von Asche in den Wald, wie im Postulat 13.4201 gefordert.

9 Mögliche Massnahmen

Zur Reduktion und Kompensation der Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation sind folgende Massnahmen möglich (siehe wissenschaftlicher Bericht im Anhang für die Herleitung und detailliertere Darstellung der einzelnen Massnahmen):

a) **Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle**

Der Haupttreiber der Bodenversauerung und Nährstoffverarmung sind die Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft und aus dem Verkehr (siehe Ziff. 1 und Ziff. 4). Daher ist es naheliegend, diese Emissionen soweit zu reduzieren, dass die maximal tolerierbaren Einträge in die Ökosysteme (Critical Load, siehe Ziff. 4) nicht überschritten werden.

b) **Waldbauliche Massnahmen**

In der Waldbewirtschaftung sind folgende Massnahmen bekannt, welche der Nährstoffverarmung oder Versauerung entgegenwirken:

- Reduktion der Vollbaumernte (vollständige Nutzung ganzer Bäume) auf kritischen Standorten, um den Entzug von Nährstoffen aus dem Wald zu reduzieren
- Baumartenwahl:
 - Förderung tiefwurzelnder Baumarten, da diese aus dem Unterboden Nährstoffe in den Oberboden transportieren können (sofern im Untergrund nährstoffreichere Schichten vorhanden sind)
 - Wahl von Baumarten mit leicht zersetzbarer Streu (z.B. Laubbäume anstelle von Nadelbäumen), die das Bodenleben anregen; dadurch wird die Durchmischung und die tiefere Einarbeitung in den Wurzelraum gefördert.

c) **Kalkung**

Durch das Ausbringen von Kalk auf den Waldboden kann eine bereits eingetretene Versauerung reduziert und säurebedingte Schäden vermieden werden. Mit dem Kalk werden günstige Bedingungen für das Bodenleben und die Pflanzenwurzeln geschaffen. Daneben wird die Nährstoffversorgung verbessert und insgesamt eine umfassende und nachhaltige Sanierung von versauerten Waldböden erreicht. Handelsübliche Dünger anstelle des Kalks kommen nicht in Frage, weil diese mobile Anionen wie Chlorid, Sulfat, Nitrat enthalten und dadurch unerwünschte Nebenwirkungen verursachen.

d) **(Holz-)Ascheausbringung**

Die (Holz-)Ascheausbringung unterscheidet sich von der Kalkung durch ihre geringeren Gehalte an Calcium und Magnesium und eine höhere Reaktionsgeschwindigkeit der unbehandelten Asche, was ohne eine Vorbehandlung der Asche zu einer Schädigung des Bodenlebens führen kann. In der Asche sind wichtige Nährstoff-Elemente vorhanden wie Phosphor oder Kalium, welche auf speziellen Standorten (z.B. trocken und kalkreich oder phosphorarm) die Ernährung der Bäume verbessern können. Jedoch weisen Aschen in der Regel erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen auf. Diese Schadstoffbelastung von Holzasche ist problematisch und die Gewährleistung einer einwandfreien Aschequalität wird unverhältnismässig aufwändig.

10 Rechtliche Rahmenbedingungen bezüglich der möglichen Massnahmen

In diesem Kapitel werden die bestehenden rechtlichen Rahmenbedingungen dargelegt, welche bezüglich der im vorangehenden Kapitel dargestellten möglichen Massnahmen relevant sind.

10.1 Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle

Das **Umweltschutzgesetz (USG)** verpflichtet den Bundesrat, zur Beurteilung von schädlichen oder lästigen Einwirkungen für Luftverunreinigungen durch Verordnung Immissionsgrenzwerte festzulegen (Art. 13 Abs. 1 USG). Das Gesetz enthält auch einen verbindlichen Katalog von Kriterien, wie diese Immissionsgrenzwerte festzulegen sind (Art. 8, Art. 13 Abs. 2 und Art. 14 USG). Danach müssen die Immissionsgrenzwerte wirkungsorientiert festgelegt werden, sich also an den kritischen Eintragsraten der sensiblen Ökosysteme orientieren. Die Festlegung der Immissionsgrenzwerte hat somit unabhängig von wirtschaftlichen Überlegungen zu erfolgen.

In der **Luftreinhalte-Verordnung (LRV)** sind die vom Bundesrat festgelegten Immissionsgrenzwerte für Luftschadstoffe im Anhang 7 aufgeführt. Im Zusammenhang mit stickstoffhaltigen Luftschadstoffen enthält der Anhang 7 einzig Immissionsgrenzwerte für Stickstoffdioxid (NO₂). Für den heute ebenfalls als wichtig eingestuftem Luftschadstoff Ammoniak (NH₃) sowie für die Stickstoff-Depositionen, die im Zusammenhang mit dem Schutz von empfindlichen (halb)natürlichen Ökosystemen gegen Eutrophierung und Versauerung eine bedeutende Rolle spielen, wurden in Anhang 7 der LRV keine Immissionsgrenzwerte festgelegt. Das für solche Fälle festgelegte Vorgehen zur Beurteilung von übermässigen Immissionen ist in Artikel 2 Absatz 5 der LRV beschrieben.

Im Jahre 2008 haben das Bundesamt für Umwelt BAFU und das Bundesamt für Landwirtschaft BLW die **Umweltziele Landwirtschaft (UZL)** erarbeitet (BAFU, BLW 2008). Sie zeigen auf, welche konkreten Ziele der Landwirtschaft zum Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen und zur Pflege der Kulturlandschaft gesetzt sind. Sie sind aus den bestehenden Gesetzen, Verordnungen, internationalen Abkommen und Bundesratsbeschlüssen im Umweltrecht hergeleitet. Die Umweltziele dienen als Grundlage für zielorientierte Massnahmen. Das Umweltziel Landwirtschaft im Bereich stickstoffhaltige Luftschadstoffe (Ammoniak) liegt bei 25'000 Tonnen Stickstoff pro Jahr (siehe Abbildung 4).

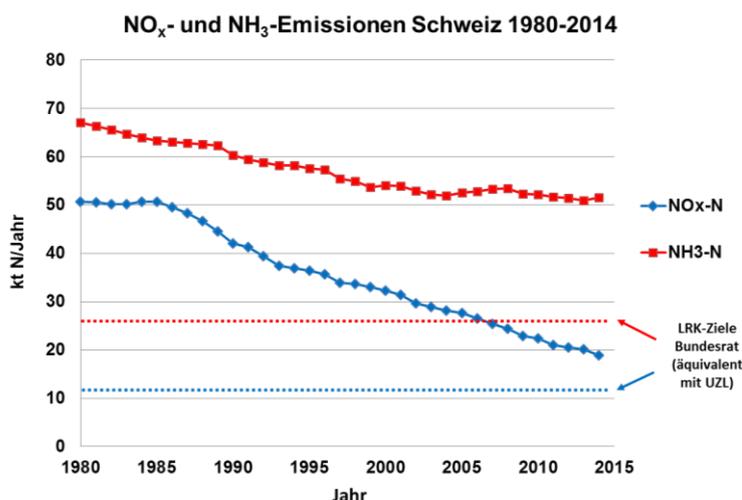


Abbildung 4: Entwicklung der Stickoxid-Emissionen (NO_x-N; primär aus dem Verkehr) und Ammoniak-Emissionen (NH₃-N; primär aus der Landwirtschaft) in der Schweiz 1980-2013 und verbleibender Handlungsbedarf bis zu den Zielwerten gemäss Luftreinhaltekonzept des Bundesrates, BBI 2009 6585 (BAFU / IIR 2016, LRK 2009).

10.2 Waldbauliche Massnahmen

Zweck des Waldgesetzes (WaG) ist unter anderem, den Wald als naturnahe Lebensgemeinschaft zu schützen. Artikel 20 WaG hält fest, dass die Kantone den Erfordernissen des naturnahen Waldbaus Rechnung tragen müssen. Ebenfalls in Artikel 20 WaG legt das Gesetz die Kompetenz zur Festlegung von Bewirtschaftungsgrundsätzen - zu denen auch waldbauliche Massnahmen gehören - in die Verantwortung der Kantone. Demnach können die Kantone Planungs- und Bewirtschaftungsvorschriften - auch zu waldbaulichen Massnahmen - erlassen. Der Bund hat gemäss geltendem WaG diesbezüglich keine Kompetenzen. Für eine allfällige Entschädigung für die Einschränkung der Vollbaumnutzung auf kritischen Standorten existiert keine rechtliche Grundlage.

10.3 Kalkung und (Holz-)Ascheausbringung

Holzasche ist gemäss Artikel 7 Absatz 6 des USG ein Abfall und untersteht den abfallrechtlichen Regelungen zur Entsorgung.

Artikel 12 der Abfallverordnung (VVEA) bestimmt, dass Abfälle zu verwerten sind, wenn die Verwertung die Umwelt weniger belastet als eine andere Entsorgung und die Herstellung neuer Produkte oder die Beschaffung anderer Brennstoffe. Ausserdem muss die Verwertung nach dem Stand der Technik erfolgen. Aschen aus der thermischen Behandlung von Holz dürfen (müssen nicht) nach Anhang 5 Ziffer 4.4 VVEA unter Einhaltung gewisser Grenzwerte auf Deponien des Typs D abgelagert werden.

Grundsätzlich dürfen im Wald keine umweltgefährdenden Stoffe (wie Abfälle, zu denen die Asche gehört) verwendet werden. Das WaG verweist in Artikel 18 in Bezug auf die ausnahmsweise Verwendung von umweltgefährdenden Stoffen im Wald auf die Umweltschutzgesetzgebung. Gemäss Artikel 25 der Waldverordnung (WaV) richtet sich die ausnahmsweise Verwendung solcher Stoffe im Wald nach der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV). Die geltenden gesetzlichen Regelungen lassen demgemäss keine *generelle* Ascheausbringung im Wald zu.

In der ChemRRV wird auch die Verwendung von Düngern geregelt: Nach Ziffer 3.3.1, Absatz 5, Anhang 2.6 ChemRRV ist die Verwendung von zugelassenen Düngern im Wald sowie auf einem Streifen von drei Metern Breite entlang der Bestockung verboten. Nur ausnahmsweise und unter bestimmten Voraussetzungen kann die zuständige kantonale Behörde (gemäss Art. 4, Bst. c, ChemRRV) die Anwendung von zugelassenen Düngern im Wald und in einem Streifen von drei Metern Breite entlang der Waldbestockung ausserhalb von Grundwasserschutz zonen bewilligen, z.B. auf kleinen Flächen im Rahmen wissenschaftlicher Versuche.

Über die Zulassung von Düngern entscheidet das Bundesamt für Landwirtschaft gemäss den Bestimmungen in der Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngern (Düngerverordnung, DüV, SR 916.171). Zugelassene Dünger werden in der Düngerbuch-Verordnung (SR 916.171.1) aufgelistet. Demnach ist Kalk ein zugelassener Dünger (Bodenverbesserungsmittel). Ascheprodukte benötigen demgegenüber eine Bewilligung für das einzelne Produkt. Eine solche ist an die Bedingung gebunden, dass das entsprechende Produkt die Anforderungen der ChemRRV einhält, was für Ascheprodukte insbesondere bezüglich ihrer Schwermetallgehalte häufig ein Problem darstellt.

Kommen zugelassene Dünger wie Kalk im Wald ausnahmsweise zum Einsatz, so sind gemäss Artikel 21a Absatz 1 DüV, die Qualitätsanforderungen nach Anhang 2.6 der ChemRRV bezüglich Grenzwerte für Schadstoffe und inerte Fremdstoffe einzuhalten. Für eine Ausbringung aus der Luft ist zudem eine Anwendungsbewilligung des Bundesamts für Zivilluftfahrt BAZL erforderlich (Art. 4 Bst. b. ChemRRV).

11 Beurteilung der möglichen Massnahmen und Auswahl

In diesem Kapitel werden die möglichen Massnahmen nach definierten Kriterien bewertet. Anhand der Bewertung wird eine Auswahl getroffen, welche Massnahmen weiterverfolgt werden sollen.

Für eine ausführlichere Erörterung der Beurteilungskriterien und die detaillierten Ergebnisse der Beurteilung siehe Ziffer 5 des Anhangs.

Folgende Bewertungskriterien wurden verwendet:

- Umweltwirkung: Mit dem Kriterium Umweltwirkung wird die Wirksamkeit und Relevanz einer Massnahme im Hinblick auf die Reduktion der Versauerung und Nährstoffverarmung von Waldböden beurteilt.
- Volkswirtschaftliche Auswirkungen: Mit dem Kriterium volkswirtschaftliche Auswirkungen werden die Auswirkungen für die Wirtschaft (z.B. Transaktionskosten), einzelne Wirtschaftszweige sowie die Verwaltung (z.B. Verwaltungskosten) beurteilt.
- Umsetzbarkeit: Mit dem Kriterium Umsetzbarkeit wird überprüft, inwiefern eine Massnahme umsetzbar ist (z.B. ob rechtliche Anpassungen notwendig wären) und welches Potenzial einer Umsetzung beigemessen wird.

In einer Gesamtbetrachtung wurde aufgrund der Bewertung der drei Kriterien pro Massnahme eine Priorität abgeleitet. Massnahmen mit hoher und sehr hoher Priorität sollen weiterverfolgt werden, Massnahmen mit tiefer Priorität sollen nicht weiterverfolgt werden.

Massnahme	Beurteilung
Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle	hohe Priorität → weiterverfolgen
Waldbauliche Massnahmen	hohe Priorität → weiterverfolgen
Kalkung	hohe Priorität → weiterverfolgen
(Holz-)Asche-ausbringung	tiefe Priorität → nicht weiterverfolgen

Tabelle 2: Beurteilung der möglichen Massnahmen. Herleitung siehe Ziffer 5 des Anhangs.

Die **Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle** hat hohe Priorität. Dies insbesondere wegen der sehr grossen Umweltwirkung und der Tatsache, dass Schäden dadurch vermieden werden können. Es kann nicht nur die ganze Waldfläche profitieren, sondern auch andere sensitive Ökosysteme wie etwa artenreiche Wiesen, Hoch- oder Flachmoore. Der Nachteil der Massnahme liegt darin, dass die Wirkung erst zeitlich stark verzögert eintritt, da die bodenbiologischen und –chemischen Prozesse langsam ablaufen. Zudem hat die Massnahme keinen Einfluss auf bereits eingetretene Schäden. Negative wirtschaftliche Auswirkungen sind für die Landwirtschaft zu erwarten, da ihr Handlungsspielraum eingeengt würde. Die Umsetzbarkeit kann als mittel betrachtet werden: Zwar bestehen die gesetzlichen Grundlagen und Zielwert (z.B. UZL), der Vollzug des Umweltrechts durch die Kantone müsste jedoch verbessert und die Massnahmen im Bereich Landwirtschaft konsequent umgesetzt werden (siehe Bericht in Erfüllung des Postulats 13.4284 Bertschy vom 13. Dezember 2013). Aufgrund der hohen Priorität ist diese Massnahme weiterzuverfolgen.

Waldbauliche Massnahmen haben eine beschränkte Umweltwirkung. Sie eignen sich nur auf leicht kritischen Standorten, bei denen etwa nur der Oberboden leicht versauert ist, im Unterboden aber noch basenreiche Horizonte anstehen, die für Pflanzen erreichbar sind. Dieses Potential kann durch eine gezielte Baumartenwahl besser erschlossen werden (tiefwurzelnde Baumarten). Waldbauliche Massnahmen sind zwar relativ einfach umsetzbar, wirken aber zeitlich ebenfalls verzögert. Negative wirtschaftliche Auswirkungen sind für die Waldeigentümer zu erwarten, da ihr Handlungsspielraum eingeengt würde (z.B. Baumartenwahl) oder Mehraufwendungen entstehen (z.B. durch Einschränkung der Vollbaumnutzung). Die Einführung des Verursacherprinzips und damit verbundene allfällige rechtliche Anpassungen sind daher zu prüfen. Die Massnahmen im Kompetenzbereich des Bundes sollen im Rahmen der bewilligten Mittel umgesetzt werden. Aufgrund der insgesamt hohen Priorität sollen die waldbaulichen Massnahmen weiterverfolgt werden.

Die **Kalkung** hat eine sehr hohe Umweltwirkung. Sie ist geeignet, stark versauerte und sanierungsbedürftige Böden zu sanieren. Allerdings ist die Ausbringung relativ aufwändig und kostenintensiv. Wie die breite und langjährige Erfahrung im Ausland zeigt, ist bei der Umsetzung aber nicht mit Schwierigkeiten zu rechnen. Pilotversuche sind unter den bestehenden Rechtsgrundlagen möglich. Für eine breitere Anwendung müssten diese angepasst werden. Die Massnahme hat eine hohe Priorität und soll weiterverfolgt werden.

Die **Ausbringung von Asche** käme aufgrund deren Zusammensetzung höchstens nach einer Vorbehandlung auf wenigen sanierungsbedürftigen Spezialstandorten (z.B. Zufuhr von Phosphor und Kalium auf kalkreichen und trockenen Standorten) in Frage. Asche ist rechtlich ein Abfall und muss gemäss der geltenden VVEA entsorgt werden. Zudem sind Aschen auch aus unbehandeltem Holz oft auch mit Fremdstoffen oder Schwermetallen belastet, welche sich im Waldboden akkumulieren könnten. Um dies zu vermeiden, müsste ein hoher Kontrollaufwand betrieben werden, was zusätzliche Kosten mit sich bringt und sich negativ auf die Wirtschaftlichkeit auswirkt. Vor dem Hintergrund dieser Nachteile und des zu erwartenden hohen Vollzugsaufwandes ist von der Holzascheausbringung abzusehen.

TEIL IV FOLGERUNGEN

12 Konsequenzen und Auswirkungen der ausgewählten Massnahmen

12.1 Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle

Bereich Landwirtschaft

Die bestehenden beträchtlichen Reduktionspotentiale (Heldstab et al. 2013) auf struktureller, organisatorischer, betrieblicher und technischer Ebene sind in den kommenden Jahren konsequent auszuschöpfen, um den Zielwert von 25'000 t Stickstoff so rasch wie möglich zu erreichen. Hinweise zu Instrumenten und Massnahmen zur Erreichung dieses Ziels sind im Bericht des Bundesrats in Erfüllung des Postulats 13.4284 Bertschy „Natürliche Lebensgrundlagen und ressourceneffiziente Produktion. Aktualisierung der Ziele“ dargelegt. Als Ergänzung dazu wird von den beiden Bundesämtern BAFU und BLW gemeinsam ein Statusbericht zu den UZL veröffentlicht.

Auf die Einführung eines Immissionsgrenzwerts für Ammoniak (NH₃; fällt insbesondere bei der Viehwirtschaft an) soll, wie von der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene vorgeschlagen (EKL, 2014), verzichtet werden.

Bereich Verkehr

Im Bereich des Verkehrs sind Massnahmen zur Stickoxidreduktion definiert (Bundesrat 2009). Technische Entwicklungen und regelmässige Verschärfungen der Abgasvorschriften für Motorfahrzeuge bewirken seit Jahren eine deutliche Reduktion der Stickoxidemissionen (siehe Ziff. 5 und Ziff. 10.1). Diese Massnahmen müssen weiterhin konsequent umgesetzt werden.

12.2 Waldbauliche Massnahmen

Die Waldeigentümer entscheiden über Eingriffe in ihrem Wald. Dazu müssen die notwendigen Informationen vorliegen, auch bezüglich waldbaulichen Massnahmen, welche einer Versauerung des Bodens entgegenwirken. Dazu sind vom BAFU bestehende Wissenslücken zu schliessen und die notwendigen Entscheidungsgrundlagen bereitzustellen (z.B. bis zu welcher Bodentiefe sind waldbauliche Massnahmen wirksam, welche Baumarten sind am besten geeignet).

Sollten für kritische Waldstandorte spezielle Bewirtschaftungsmassnahmen notwendig werden, so sind diese gemäss geltendem WaG (Art. 20) durch die Kantone festzulegen und umzusetzen.

Die Umsetzung von waldbaulichen Massnahmen zur Reduktion der Versauerung und des Nährstoffverlustes kann teilweise mit zusätzlichen Kosten oder mit Erlöseinbussen verbunden sein, z.B. durch die Pflanzung speziell geeigneter Baumarten oder durch den Verzicht einer vollständigen Nutzung (Vollbaumernte). Der betroffene Waldeigentümer muss somit unter Umständen Kosten tragen, die nicht er - sondern die Stickstoff-Emittenten wie die Landwirtschaft oder der Verkehr - verursacht haben. Gemäss Verursacherprinzip – wie es z.B. bei der Sanierung belasteter Standorte zur Anwendung kommt (Art. 32d USG) – sollen die Kosten für die notwendigen Sanierungsmassnahmen vom Verursacher getragen werden. Die Einführung des Verursacherprinzips und damit verbunden allfällige rechtliche Anpassungen sind daher zu prüfen

Die Massnahmen im Kompetenzbereich des Bundes sollen im Rahmen der bewilligten Mittel umgesetzt werden.

12.3 Kalkung

Die Analyse und Bewertung der möglichen Massnahmen zeigt, dass die Kalkung die geeignetste Massnahme zur Sanierung von sanierungsbedürftigen Böden ist. Daher soll im Rahmen einer Machbarkeitsstudie ein Programm zur Sanierung von betroffenen Waldböden getestet werden. Zu berücksichtigen sind dabei insbesondere die standörtlich unterschiedlichen Verhältnisse und die verschiedenen Waldfunktionen. Als wichtige

Grundlage dafür liegen in den Kantonen Aargau, Basel-Landschaft, Freiburg, Solothurn, Thurgau und Zürich bereits räumlich differenziertere Karten der Basensättigung im Oberboden vor. Die teilweise jahrzehntelangen Erfahrungen anderer Länder (z.B. Deutschland) sollen für die Machbarkeitsstudie genutzt werden.

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie sollen auch Umsetzungsinstrumente für eine mögliche breitere Anwendung entwickelt werden (Verfahren, Kosten und Finanzierung, Rechte und Pflichten Informationsgrundlagen etc.). Zudem sind allfällige rechtliche Anpassungen zu prüfen (ChemRRV).

Für wissenschaftliche Versuche auf begrenzter Fläche sind keine rechtlichen Anpassungen erforderlich, da Kalke in der Düngebuch-Verordnung als Bodenverbesserungsmittel verzeichnet sind (siehe Ziff. 10.3). Mit Bewilligung der kantonalen Behörde können Versuche auf Waldstandorten durchgeführt werden. Für Anwendungen aus der Luft ist eine Bewilligung des BAZL erforderlich.

QUELLEN

BAFU (2014). Grundlagenpapier zur Stickstoffproblematik Luft, Boden, Wasser, Biodiversität und Klima.

BAFU und BLW 2008: Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen Nr. 0820. Bundesamt für Umwelt, Bern: 221 S.

Bundesrat (2009). Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundes. BBI 2009, 6585-6616.

Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) 2014: Ammoniak-Immissionen und Stickstoffeinträge. Bern. 62 S.

IIR 2016. Switzerland's Informative Inventory Report 2016 (IIR) - Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. BAFU, Bern.

<http://www.bafu.admin.ch/luft/11017/11024/11592/index.html?lang=de>

Heldstab J., Leippert F., Biedermann R., Schwank O. (2013). Stickstoffflüsse in der Schweiz 2020. Stoffflussanalyse und Entwicklungen. Bundesamt für Umwelt. Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1309.



ANHANG: Wissenschaftlicher Teil

Inhalt

1	Ausgangslage	18
2	Bodenversauerung und Nährstoffverarmung: Intensität und räumliche Ausdehnung in der Schweiz	18
2.1	Bodenversauerung und Nährstoffverarmung	18
2.2	Die Depositionssituation in der Schweiz	20
2.3	Ausmass der Bodenversauerung in der Schweiz – Zustand und Entwicklung.....	22
2.3.1	Trends in der Bodenlösungs-Zusammensetzung	22
2.3.2	Kartierung der Basensättigung von Waldböden in der Schweiz	24
2.3.3	Die Kalzium-Vorräte in Waldböden.....	25
2.4	Langzeittrends der Baumernährung	26
2.5	Stickstoffeinträge und Klimawandel	29
3	Integrative Bewertung und räumliche Differenzierung der Problemlage	31
3.1	Bewertung mit international abgestimmten Kennwerten – Critical Loads-Überschreitung.....	31
3.2	Verfügbare Nährstoffvorräte im Boden	32
4	Mögliche Ansätze zur Kompensation der Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation.....	34
4.1	Reduktion der Emissionen	34
4.2	Waldbauliche Massnahmen auf kritischen Standorten	35
4.2.1	Vermeidung von Vollbaumernte	35
4.2.2	Baumartenwahl und Förderung tiefwurzelnder Baumarten	36
4.3	Kalkung auf sanierungsbedürftigen Standorten.....	36
4.3.1	Wirkungen einer Kalkung auf den Boden und die Durchwurzelung	37
4.3.2	Wirkungen einer Kalkung auf die Baumernährung und Vitalität	38
4.3.3	Wirkungen einer Kalkung auf die Bodenvegetation.....	38
4.4	Ascheausbringung	38
4.4.1	Wirkungen von Ascheausbringung auf bodenchemische Kennwerte	39
4.4.2	Wirkungen von Ascheausbringung auf Pflanzenernährung und Wachstum	40
4.5	Konsequenzen einer Kalk- oder Ascheausbringung für den Vollzug (Planung, Behandlung und Ausbringung).....	40
5	Bewertung der dargelegten Möglichkeiten.....	41
6	Literaturverzeichnis	44

1 Ausgangslage

Die Nährstoffverarmung und Versauerung ist in vielen Wäldern problematisch, insbesondere Phosphor und Kalium sind auf vielen Waldstandorten im Mangel. Der Haupt-Treiber für diese Entwicklung sind die hohen Stickstoffeinträge (im Durchschnitt 23 kg Stickstoff pro ha Wald und Jahr). Darüber hinaus wurde der Wald über Jahrhunderte durch Streunutzung, Waldweide und Brennholzentnahme übernutzt, wodurch mehr Nährstoffe entzogen wurden als nachgeliefert werden konnten. In den Jahren nach dem zweiten Weltkrieg sank zwar der Nutzungsdruck auf den Wald, gleichzeitig stieg aber der Stickstoffeintrag in den Wald, welcher die Auswaschung von Nährstoffen begünstigt.

Die Nutzung von Energieholz hat in den vergangenen Jahren markant zugenommen und dürfte auch in Zukunft noch weiter steigen. Daneben erleichtern moderne Holzernteverfahren (Harvester) die Nutzung ganzer Bäume (Vollbaumnutzung). Auch dünnere Äste, Rinden, Reisig und Blätter verbleiben damit immer weniger im Wald zurück. Dies führt auf vielen Standorten zu Nährstoffexporten aus dem Wald, die durch die natürliche Nachlieferung aus der Verwitterung nicht kompensiert werden können.

Zur Klärung des Ausmasses der Probleme im Bereich der Nährstoffverarmung und Versauerung in Waldböden wurden seit 2010 verschiedene Forschungs- und Entwicklungsprojekte initiiert. So liegen heute entsprechende grundlegende Übersichtskarten zum Oberbodenzustand der Wälder vor und die Zusammenhänge zwischen den Stickstoffeinträgen, der Baumernährung und dem Baumwachstum konnten durch Auswertungen weiter aufgeklärt werden. Im Folgenden werden einige der Ergebnisse vorgestellt.

2 Bodenversauerung und Nährstoffverarmung: Intensität und räumliche Ausdehnung in der Schweiz

2.1 Bodenversauerung und Nährstoffverarmung

Die Versauerung von Böden unter bestimmten pH-Werten beeinträchtigt viele Prozesse im Wald, die für die natürliche Regulierung der Nährstoffkreisläufe von Bedeutung sind. So muss die Bereitstellung mineralischer Nährstoffe durch den Abbau der organischen Substanz im Boden mit dem Bedarf der Bäume zeitlich synchronisiert ablaufen. Aufbau und Abbau von Biomasse sollten aufeinander abgestimmt sein, nur so ist die Stabilität von Wäldern langfristig gewährleistet. Für die biologische Aktivität sind neutrale bis leicht alkalische (basische) pH-Bereiche essentiell. Neben dem pH-Wert ist die Aufrechterhaltung einer bestimmten Basensättigung im Wurzelraum wichtig. Besonders für anspruchsvolle Laubhölzer sind die optimalen Basensättigungen für die Konkurrenzfähigkeit hoch (Tabelle 1).

Baumart	Erforderliche Basensättigung > als
Feldahorn	90 %
Bergulme, Esche, Winterlinde	70 %
Spitzahorn, Kirsche	60 %
Bergahorn Hainbuche	50 %
Buche, Eiche, Tanne, Fichte, Föhre, Douglasie, Lärche	30 %

Tabelle 1: Für eine nachhaltige Bewirtschaftung erforderliche Basensättigung im Hauptwurzelraum (Ulrich 1995, Hartmann und Jahn 1967, siehe auch Puhe und Ulrich 2001, sowie Ellenberg 1996 für die Zuordnung der Lärche).

Bei den zu Bodenversauerung führenden Prozessen muss zwischen natürlichen und anthropogenen (durch den Menschen verursachte) Faktoren unterschieden werden. Natürliche Säurequellen sind die Kohlensäure (H_2CO_3) und die organischen Säuren. Die Kohlensäure entsteht aus der Wurzelatmung und der mikrobiellen Aktivität. Mit ihr können im Boden nur pH-Werte von etwas unter 5 entstehen. Die organischen Säuren aus der Mineralisation

organischer Substanzen führen zu pH-Senkungen in der obersten Mineralbodenschicht. Sie sind für die Bodenversauerung von geringerer Bedeutung, da sie im Boden nicht sehr tief transportiert werden und sich in tieferen Bodenschichten mit einem höheren pH-Wert auflösen. Deshalb haben Waldböden im oberen, biologisch aktiven Wurzelraum, einen tieferen pH-Wert als in den unteren Bodenschichten.

Dagegen liegt die versauernde Wirkung von anthropogenen Stickstoffeinträgen darin, dass natürliche Prozesse gestört werden und bei hohen Einträgen mehr Säuren im Boden vorhanden sind als durch die Verwitterung der Minerale gepuffert, d.h. neutralisiert werden kann. Wegen der Bedeutung der Stickstoffeinträge für die Versauerung ist in Abbildung 1 der Stickstoffkreislauf unter dem Aspekt der Säure-Produktion und -Konsumtion dargestellt.

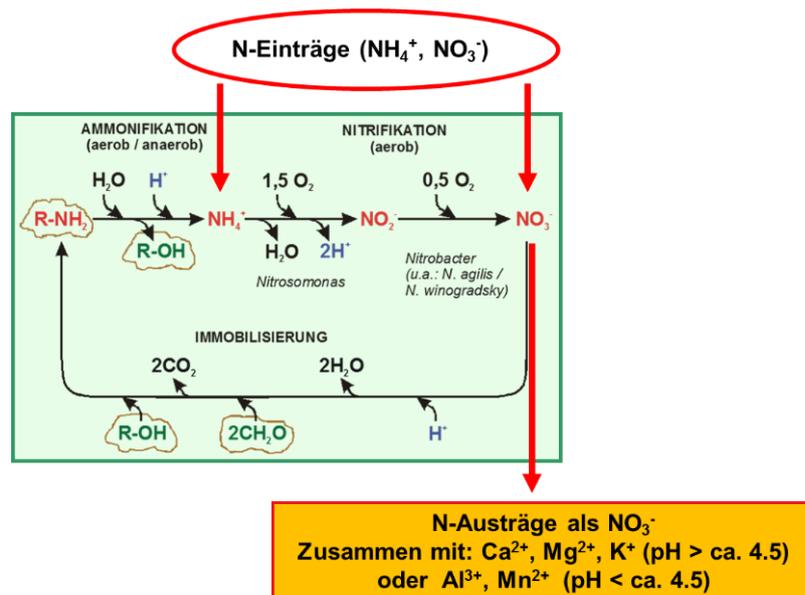


Abbildung 1: Der Stickstoffkreislauf und seine Störung durch Stickstoffeinträge. Stickstoffausträge zusammen mit Nährstoffen oder Aluminium und Mangan bedeuten Versauerung des Bodens. R-OH = organische Substanz, z.B. Bäume; R-NH₂ = Aminosäuren; H⁺ = Protonen.

Bei geschlossenem Stickstoffkreislauf sind Aufbau und Abbau der Biomasse im Gleichgewicht, und Säure-produzierende und Säure-konsumierende Prozesse im Boden gleichen sich aus. Stickstoffeinträge aus natürlichen Quellen wie Blitzschlägen und Stickstoff-fixierenden Bodenorganismen und Pflanzen sind mit ca. 3 kg N pro ha und Jahr gering. Deshalb ist Stickstoff in unbeeinflussten Wäldern ein Mangel-element.

Geschlossene Kreisläufe sind wichtig, um Verluste, z.B. durch Auswaschung, so gering wie möglich zu halten. Stickstoffangebot und -bedarf sind bei ungestörten Kreisläufen weitgehend synchronisiert, das heißt die Freisetzung des Stickstoffs durch die Mineralisation beginnt im Frühjahr bei steigenden Temperaturen, wenn der Bedarf der Vegetation hoch ist.

Anthropogene Stickstoffeinträge greifen nun an zwei Stellen in dieses Gleichgewicht ein (Abbildung 1): Einträge aus der Luft als Ammonium (NH_4^+) werden im Prozess der Nitrifizierung zu Nitrat, wobei Säure (H^+) in den Boden abgegeben wird. Das Nitrat (NO_3^-) wird entweder von den Pflanzen aufgenommen, oder es wird mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Im neutralen pH-Bereich erfolgt die Auswaschung zusammen mit positiv geladenen Nährstoffkationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+), bei pH-Werten unterhalb von ca. pH 4,5 zusammen mit Mangan (Mn^{2+}) und Aluminium (Al^{3+}). Dies führt zunächst zu Nährstoffverlusten aus dem Boden und bei fortschreitender Versauerung zur Mobilisation von Al^{3+} und Mn^{2+} . Aluminium ist bei höheren Konzentrationen schädlich, das Verhältnis von Nährstoffkationen zu Aluminium in der Bodenlösung ist ein wichtiger Versauerungsindikator (Sverdrup und Warfvinge 1993, Cronan und Grigal 1995).

Die Auswaschung der Nährstoffkationen Kalium, Calcium und Magnesium führt zur Verminderung ihres pflanzenverfügbaren, austauschbar gebundenen Anteils im Boden. Ihr Anteil am Austauscherkomplex (das sind die mineralischen oder organischen Austauscher) ist die „Basensättigung“³. Die Basensättigung ist ein wichtiger Kennwert für die Beurteilung des Versauerungsgrades eines Bodens und seiner Qualität als Pflanzenstandort (Ulrich 1981, 1995, Block et al. 2003). Problematisch werden Verluste, wenn die Basensättigung im Hauptwurzelraum <30-40 Prozent ist, denn dann dominieren zunehmend die „sauren“ Kationen Al^{3+} und Mn^{2+} die Bodenlösung (Reuss 1983).

Die Auswaschung von basischen Nährstoffen führt zur Verminderung der pflanzenverfügbaren basischen Nährstoffe im Boden. Diese Grösse wird „Basensättigung“ genannt, da sie die austauschbar gebundenen Nährstoffe als prozentualen Anteil am gesamten verfügbaren Speicher angibt. Die Basensättigung ist ein wichtiger Kennwert zur Beurteilung von Böden als Pflanzenstandort (Block et al. 2003). Problematisch werden Verluste, wenn die Basensättigung im Hauptwurzelraum <30-40 Prozent ist, denn dann dominieren zunehmend die „sauren“ Kationen Al^{3+} und Mn^{2+} die Bodenlösung (Reuss 1983). Dies kann langfristig Wurzeln und das Bodenleben beeinträchtigen. Viele Baumarten sind auf Basensättigungen >40-50 Prozent angewiesen (siehe Tabelle 1). Die Basenverluste des Bodens schränken damit waldbauliche Optionen ein.

Werden mit der Deposition mehr Säuren eingetragen als durch die Verwitterung der Bodenminerale neutralisiert werden können, so versauern Böden. In der Schweiz ist heute die Haupt-Säurequelle der Stickstoff aus der Luft, der 85 Prozent des Versauerungspotenzials ausmacht. Durchschnittlich werden 2 kmol_c pro ha Wald und Jahr eingetragen (Augustin und Achermann 2012). Demgegenüber stehen Mineralverwitterungsraten von 0,2-1 kmol_c , bei Böden aus Silikatgestein (Ulrich 1986). Bei Kalkböden kann die Nachlieferung durch die Kalkauflösung bis 2 kmol_c betragen, sofern genug Wasser vorhanden ist.

Auch aufgrund nährstoffarmer Ausgangsgesteine natürlich saurer Böden, z.B. solche, die aus Granitgestein entstanden sind, hatten Anfang des 20. Jahrhunderts noch einen pH-Wert von bis zu 5, der sich bis Ende des Jahrhunderts auf meist unter pH 4 einengte (Vergleichsuntersuchungen aus dem Schwarzwald, v. Wilpert 2004). Eine Modellstudie für die Schweiz berechnete für Granitstandorte eine vorindustrielle (1850) Basensättigung von 40-90 Prozent, die bis 2005 auf 14-39 Prozent gesunken war (Berechnungen mit dem Modell SAFE, Alveteg et al. 1998, Achermann et al. 2005).

Für die Schweiz ist für viele Flächen des Interkantonalen Dauerbeobachtungsprogramms eine Abnahme der Nährstoffgehalte im Boden für die letzten 25 Jahre belegt (Braun und Flückiger 2012). Schweizweit repräsentative Aussagen gibt es nicht.

2.2 Die Depositionssituation in der Schweiz

Die Karte der modellierten Stickstoffeinträge (Abbildung 2) zeigt, dass mit mehr als 15 kg die Einträge fast überall die Critical Loads überschreiten (siehe 3.1). Deutlich erkennbar sind die Gebiete mit hoher Viehdichte (Zentralschweiz, Ostschweiz, Kantone Bern und Freiburg), da der mit der Viehhaltung anfallende Hofdünger eine wichtige Quelle dieses Stickstoffs ist. Von den Stickstoffeinträgen aus der Luft in die Wälder stammen ca. 2/3 aus der Landwirtschaft. Die NH_3 -Emissionen pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche betragen in der Schweiz knapp 40 kg. Dies ist im europäischen Vergleich der dritthöchste Wert, nach den Niederlanden und Belgien. Die hohen Eintragswerte im Tessin dagegen sind vorwiegend auf die hohe Stickstoffimporte von Luftschadstoffen aus dem Ausland (Italien) zurückzuführen (EKL 2005).

³ K, Ca, Mg und Na werden auch „basische“ Kationen genannt, da ihre Hydroxide starke Basen sind; „Saure“ Kationen sind dagegen: Al^{3+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} -Kationen = Kationen, deren Hydroxide schwache Basen sind und die durch Hydrolysereaktionen in der Bodenlösung Protonen generieren können.

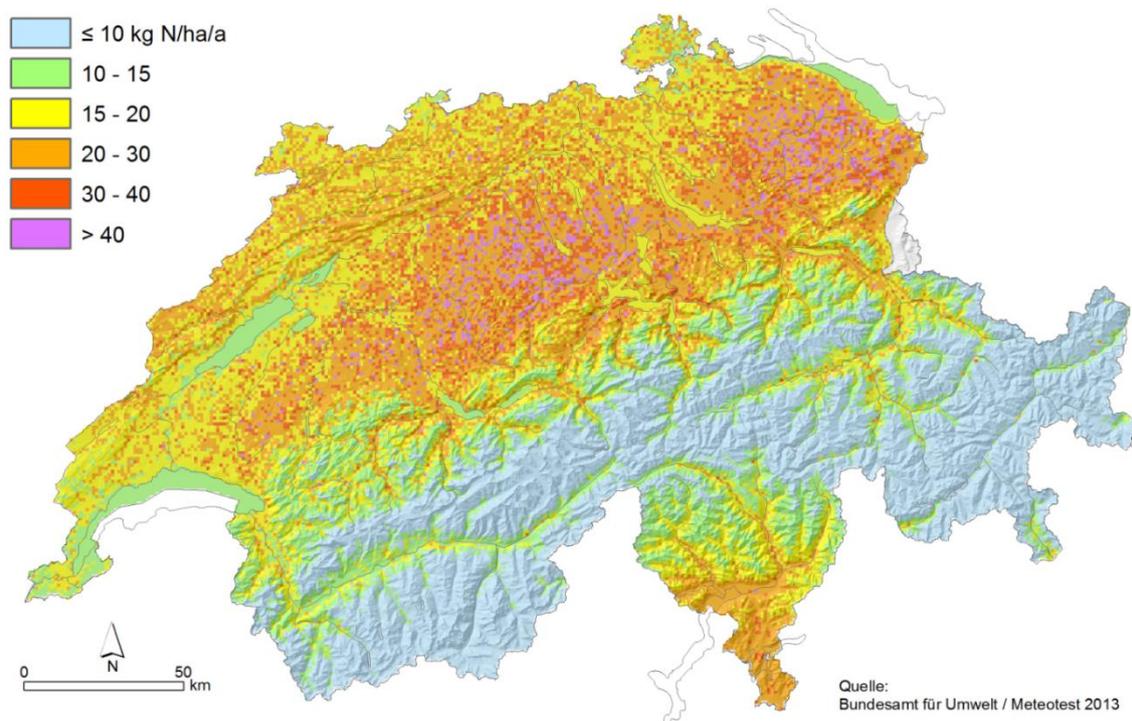


Abbildung 2: Modellerte Stickstoff-Deposition 2010 (EKL 2014, aktualisiert).

Das Versauerungspotenzial von Stickstoff- und Schwefeleinträgen betrug 2007 für Schweizer Wälder durchschnittlich 2.0 kmol_c^4 . Davon sind 85 Prozent auf den eingetragenen Stickstoff zurückzuführen. Der reduzierte Stickstoff entspricht rund 57 Prozent des gesamten Versauerungspotenzials (Augustin und Achermann 2012).

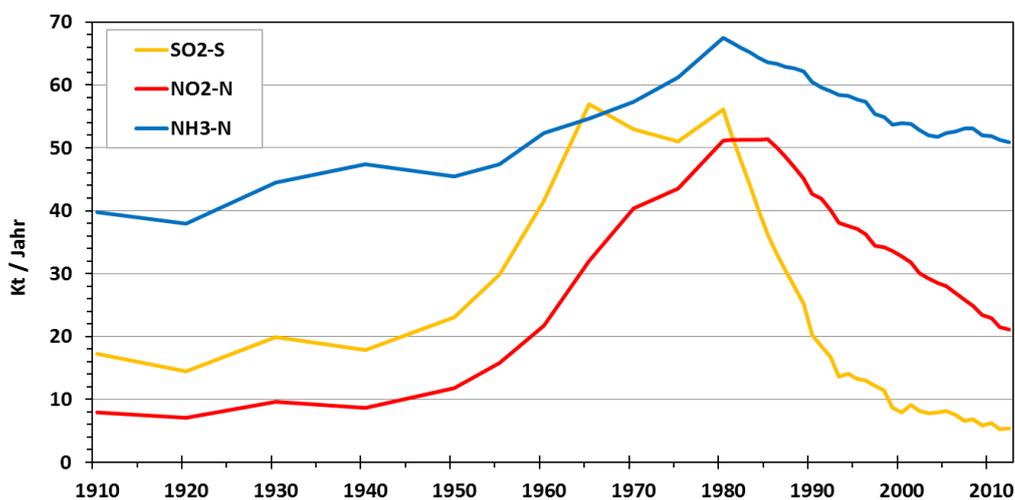


Abbildung 3: Emissionen von Stickoxiden (NO_2), Schwefeldioxid (SO_2) und Ammoniak (NH_3) in der Schweiz von 1910 bis 2012, angegeben in Kilotonnen S/Jahr und in Kilotonnen N/Jahr (Augustin und Achermann 2012, aktualisiert).

⁴ Säuren und Basen werden bei der Bilanzierung oft in mol Ladungsäquivalenten angegeben ($\text{mol}_c = \text{mol charge}$), auch Ionenäquivalente genannt (Beispiele: $1 \text{ kmol N} = 14 \text{ kg N} = 1 \text{ kmol}_c$, $1 \text{ kmol Sulfat-S} = 32 \text{ kg S} = 2 \text{ kmol}_c$ [$\text{SO}_4^{2-} = 2\text{-wertig}$])

Die Stickstoffemissionen gingen nach einem Maximum Mitte der 1980er Jahre zurück. Dies betrifft vor allem die oxidierten Stickstoffverbindungen (NO₂) aus dem Strassenverkehr und anderen Verbrennungsprozessen dank verbesserten Technologien. Die Emissionen von reduziertem Stickstoff aus der Landwirtschaft gingen nur leicht zurück und stagnieren seit dem Jahr 2000 bei ca. 50 kt N pro Jahr. Nach Berechnungen der Europäischen Umweltagentur werden in der Schweiz auch im Jahr 2030 noch 66 Prozent der Flächen von naturnahen Ökosystemen (alle Flächen, nicht nur Wälder) ein Risiko hinsichtlich des Stickstoffeintrags aufweisen, selbst wenn die im Göteborg-Protokoll⁵ vorgesehenen Massnahmen zur Depositionsreduktion durchgesetzt werden (EEA 2014).

2.3 Ausmass der Bodenversauerung in der Schweiz – Zustand und Entwicklung

Ist der Eintrag versauernder Verbindungen (reaktiver Stickstoff, Schwefelverbindungen) höher als das Puffervermögen der Böden, so versauern die Waldböden. Die Versauerung wird anhand von verschiedenen Parametern in der Bodenlösung und der Boden-Festphase beurteilt.

2.3.1 Trends in der Bodenlösungs-Zusammensetzung

Auf 40 Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms werden derzeit kontinuierlich Bodenlösungsmessungen durchgeführt. Dies ermöglicht die Berechnung von Kennwerten in der Bodenlösung, die Aussagen zu aktuell ablaufenden Entwicklungen ermöglichen. Für die Auswertung in Abbildung 4 wurden Daten von 33 Flächen verwendet, für die Daten der Zeitspanne 2003-2011 vorlagen (Braun 2013).

Ein wichtiges Mass zur Bewertung des Versauerungszustands eines Bodens und des Nährstoffangebots ist das Verhältnis von basischen Nährstoffkationen (BC) zu Aluminium (Al), das BC/Al-Verhältnis, in der Bodenlösung (Sverdrup und Warfvinge 1993; Block et al. 2000). Dieses Verhältnis hat in den letzten Jahren auf den meisten Flächen der Interkantonalen Dauerbeobachtung abgenommen (Abbildung 4). Vor allem im Oberboden bis 30 cm Tiefe war die Abnahme deutlich, was auf einen Einfluss der Stickstoffdeposition aus der Luft schliessen lässt. In den Tiefen bis 70 cm und darunter war die Abnahme naturgemäss geringer, doch war auch hier ein Trend zur Abnahme festzustellen. Das bedeutet, dass weniger Nährstoffe zur Verfügung stehen und die Qualität des Bodenmilieus für Wurzeln schlechter wurde. In einer Untersuchung auf Schweizer Flächen der langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF) wurde im Zeitraum 2000-2007 auf zwei von fünf Flächen im Oberboden (15cm) ein abnehmender Trend im BC/Al-Verhältnis festgestellt (Graf-Pannatier et al. 2012). In drei Flächen wurde kein signifikanter Trend festgestellt, doch war das Niveau des BC/Al-Verhältnisses in diesen Böden sehr niedrig.

⁵ Göteborg, 1999: Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, sog. Multipollutant/ Multieffekt-Protokoll der UNECE Luftreinhaltekonvention von 1979 (Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP)

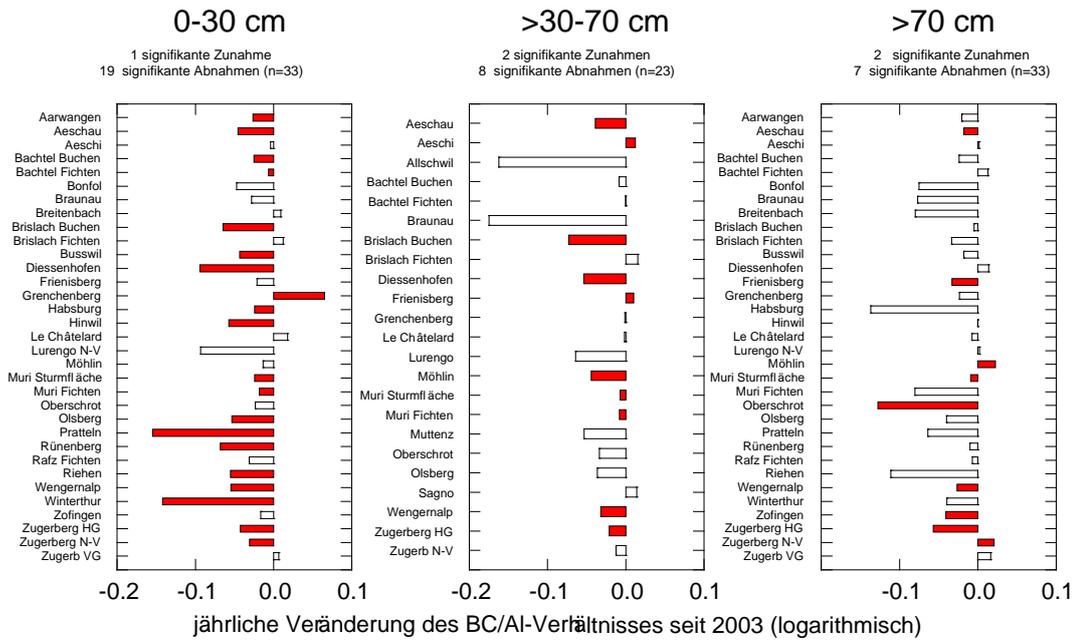


Abbildung 4: Jährliche Veränderung des BC/Al-Verhältnisses in den Jahren 2003 bis 2011. Rot ausgefüllte Säulen = statistisch signifikante Abnahme (Braun 2013).

Gruppiert man Böden nach der mittleren Basensättigung ($\leq 15\%$, $>15-40\%$ und $>40\%$, jeweils Oberboden), so zeigt sich in allen drei Klassen in 0-20 cm Tiefe eine deutliche und in 20-50 cm eine mässige Abnahme des BC/Al-Verhältnisses (Abbildung 5). Bemerkenswert ist die markante Abnahme im Unterboden von Böden mit einer Basensättigung >40 Prozent. In sauren Böden mit einer Basensättigung ≤ 15 Prozent zeigte sich eine scheinbare „Verlangsamung“ der Versauerung zwischen 2003 und 2011 in Tiefen bis 50 cm (Abbildung 5, links). Die Ursachen dafür liegen darin, dass unterhalb von pH 4,2 die Böden durch die Auflösung von Aluminiumoxiden gepuffert werden und eine weitere Zunahme der Säuremenge nicht zu einem (wesentlich) niedrigeren BC/Al-Verhältnis führt, da noch genügend Al-Oxide vorhanden sind. Die Versauerung von Unterböden, bei denen noch andere Puffer-Mechanismen wirksam sind, zeigt sich dagegen in einer deutlichen Abnahme des BC/Al-Verhältnisses; dies beruht hier auf der Säure-Pufferung durch Abtausch von BC-Kationen vom Austauschler.

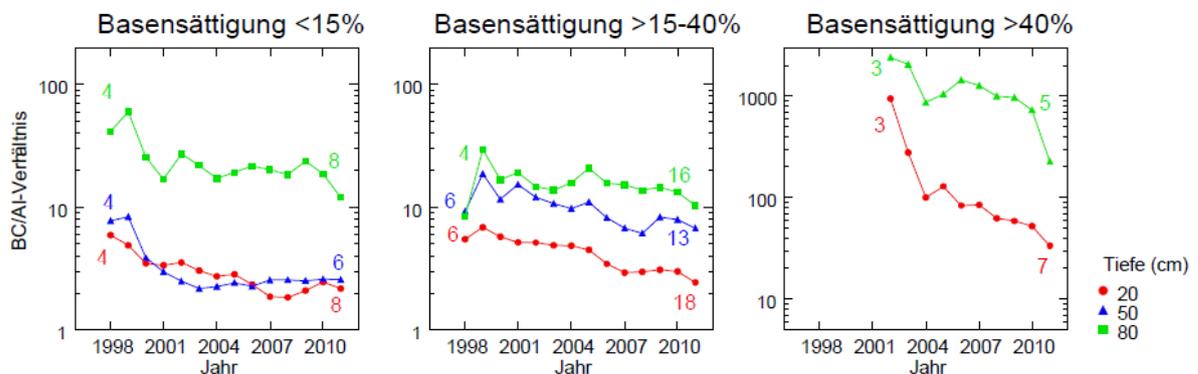


Abbildung 5: Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung in Kollektiven mit unterschiedlicher Basensättigung in unterschiedlichen Bodentiefen. Zahlen bei den Kurven: Anzahl Flächen am Anfang und am Ende des Beobachtungszeitraums (Braun und Flückiger 2012).

Die Ergebnisse der Bodenlösungsuntersuchungen (Abbildung 6) zeigen weiterhin, dass in den Jahren 2005-2011 in 75 Prozent der monatlichen Proben kritische Werte für Nährstoffungleichgewichte durch Stickstoff überschritten werden (UNECE 2004). Das sind solche Stickstoffkonzentrationen, bei denen langfristig mit einer unausgewogenen Baumernährung zu rechnen ist (siehe auch Abschnitt 3.3). Eine Folge der hohen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung ist, dass es zu hohen Stickstoffauswaschungen aus dem Boden kommt. Auf 58 Prozent aller Flächen werden die kritischen Austragsmengen nach UNECE (1996) überschritten. Das sind Stickstoffausträge von 2-4 kg N ha pro ha und Jahr für Nadelbäume und 4-5 kg N pro ha und Jahr für Laubwälder. Insbesondere in Gebieten mit hohen Niederschlagsmengen sind die Auswaschungen hoch (bis zu 100 kg Stickstoff pro ha und Jahr) und führen zu beträchtlichen Nährstoffverlusten (siehe Abbildung 1).

Diese Ergebnisse zu den Trends der Bodenlösung sind konsistent mit den hohen Einträgen, den hohen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung und den meist hohen Auswaschungsraten.

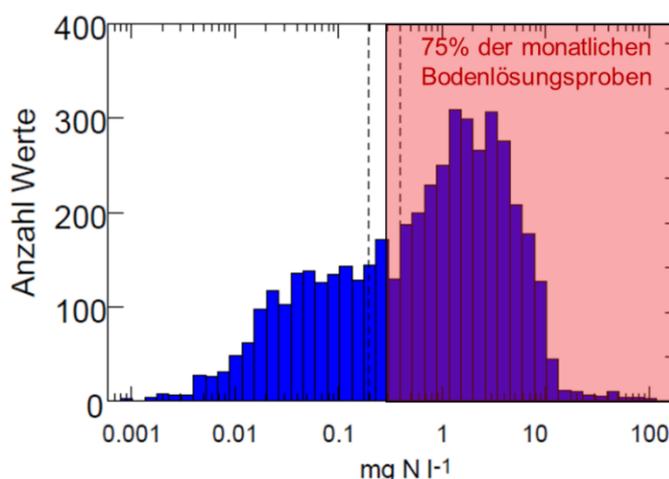


Abbildung 6: Häufigkeitsverteilung der Konzentration von anorganischem Stickstoff in der Bodenlösung. NO₃ und NH₄ in <70 cm, 2005-2011 (einzelne Monate). Eingetragen sind die Grenzwerte für Konzentrationen bezüglich Nährstoffungleichgewichten (UNECE 2004): Koniferen 0.2 mg N/L; Laubbäume 0.2 – 0.4 mg N/L.

2.3.2 Kartierung der Basensättigung von Waldböden in der Schweiz

Die Basensättigung im Hauptwurzelraum von Waldböden konnte mittels empirischer Daten aus der Waldbeobachtung sowie flächenhaft verfügbarer Angaben zu Geologie, Topographie und der Bodeneignungskarte geschätzt werden (Abbildung 7, Methode in Rihm und Braun 2015). Demnach haben ca. 40 Prozent der Waldböden in der Schweiz eine Basensättigung von <40 Prozent im Oberboden (Tabelle 2). 40 Prozent Basensättigung wurde als Grenze gewählt, da bei geringeren Werten zunehmend das Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium (das BC/Al-Verhältnis) und der pH-Wert ungünstiger werden. Diese Kenngrößen stehen zueinander in Beziehung (Ouimet et al. 2006). Auswertungen der Waldbeobachtung zeigten, dass ab diesem Wert mit Beeinträchtigungen zu rechnen ist (Braun et al. 2003).

Für die Kantone Aargau, Solothurn, Thurgau, Freiburg, Basel-Landschaft und Zürich stehen feiner aufgelöste Karten (Massstab 1:5'000) zur Verfügung (Rihm und Braun, 2015).

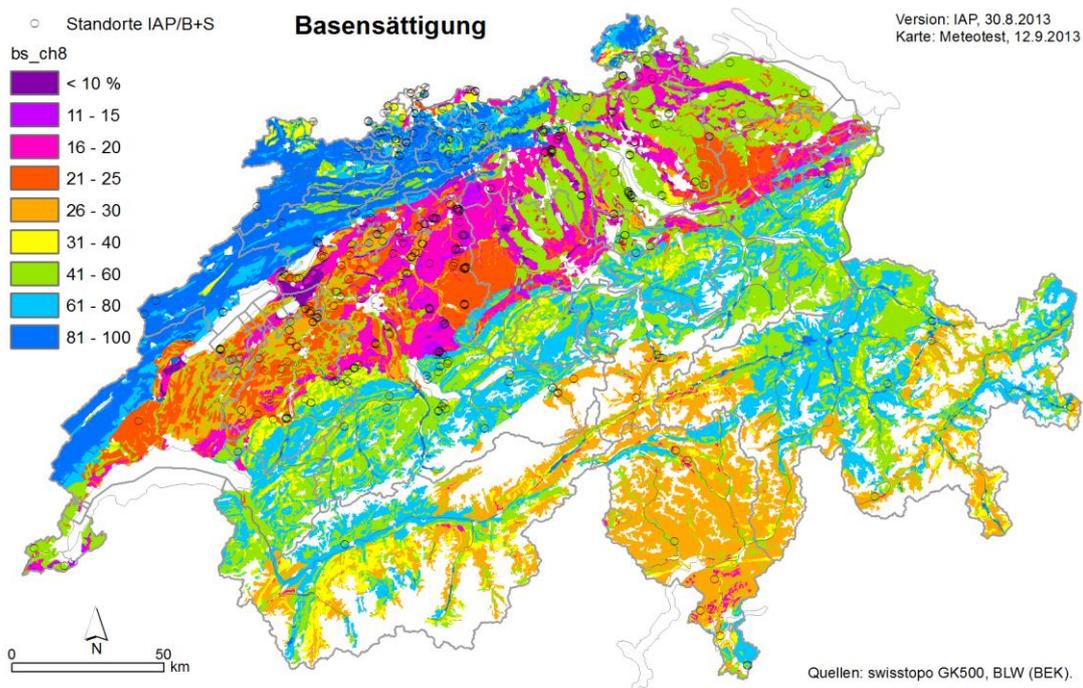


Abbildung 7: Basensättigung für Waldböden, 0-40 cm Tiefe, basierend auf Berechnungen von Rihm und Braun, 2015.

Basensättigung in %	Waldfläche in ha	Waldfläche in %
< 20	82'877	7.7
21 – 40	303'687	28.0
41 – 60	297'882	27.6
61 – 80	228'108	21.0
81 – 100	170'161	15.8
Total	1'082'714	100.0

Tabelle 2: Anteil Waldflächen in den verschiedenen Klassen der Basensättigung in 0-40 cm, nach Rihm und Braun, 2015. Waldfläche aus Arealstatistik 1997, ohne Gebüschwald.

2.3.3 Die Kalzium-Vorräte in Waldböden

Die Abbildung 8 zeigt die Kalzium-Vorräte in kg pro ha im Hauptwurzelraum von 1240 Waldböden in der Schweiz (Thimonier et al. 2015). In den meisten Fällen ist Kalzium das mengenmässig bedeutendste Element der Basensättigung, so dass diese Darstellung etwa die Grössenordnung der Vorräte austauschbarer Nährstoffkationen darstellt. Deutlich zu erkennen sind die Böden auf Kalkstein (Jura/Voralpen - Blau), die über hohe Vorräte verfügen. Im Mittelland dagegen finden sich viele Standorte mit mässigen bis sehr geringen Vorräten (Rot bis zu Gelb und Grün). Auf die Bewertung der Vorräte wird in Abschnitt „Integrative Bewertung und räumliche Differenzierung der Problemlage“ (Kapitel 3) näher eingegangen.

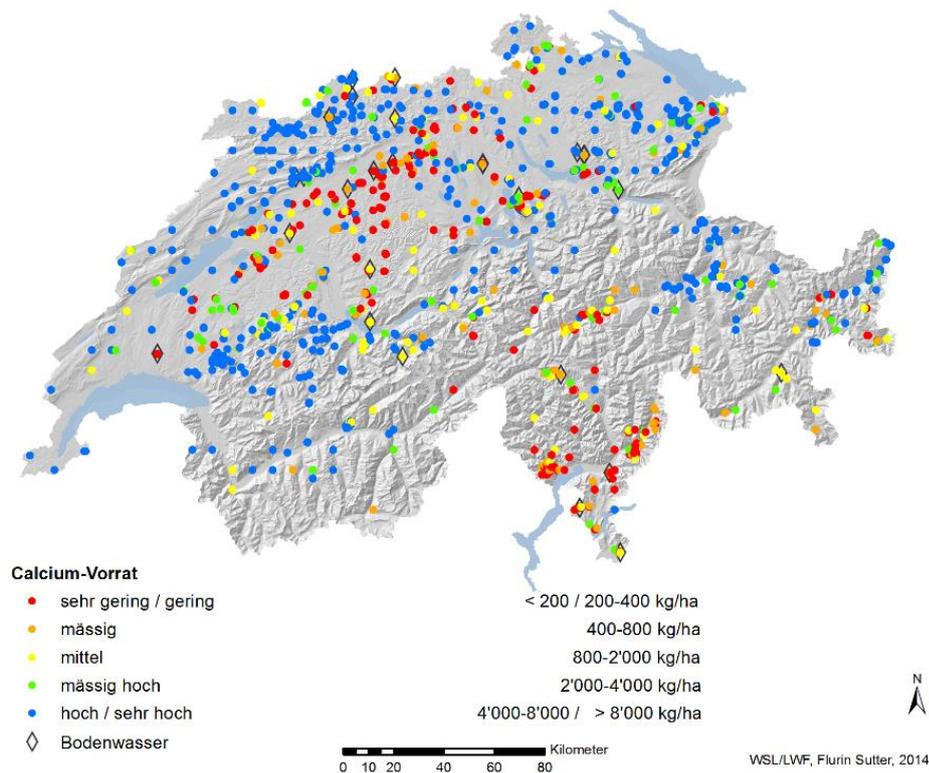


Abbildung 8: Kalzium-Vorräte in den obersten 40 cm des Mineralbodens, inklusive organischer Auflage, von 1240 Bodenprofilen (Quelle: WSL, IAP) von „sehr gering“ bis „sehr hoch“ gemäss dem Arbeitskreis Standortkartierung (Arbeitskreis Standortkartierung 2003) gruppiert in fünf Klassen. Der durchschnittliche Nährstoffvorrat in Baumhölzern beträgt 400 kg/ha. „Bodenwasser“: Lage von 32 Untersuchungsflächen mit durchgehenden Messreihen im Bodenwasser zwischen 2002 und 2012.

Auf die Folgen von Versauerung, Nährstoffverarmung und Eutrophierung wird im folgenden Kapitel eingegangen.

Fazit:

Die Beurteilung der Situation erfordert die gleichzeitige Bewertung von Zustand und Entwicklung bodenchemischer Kenngrössen.

Die Zustandsgrösse Basensättigung weist für ca. 40 Prozent der Böden im Wurzelraum Basensättigungen von <40 Prozent auf. Bei unter 40 Prozent Basensättigung ist zunehmend mit negativen Beeinträchtigungen zu rechnen.

Die Entwicklung der für den Versauerungszustand wichtigen Kenngrösse BC/Al zeigt seit den späten 1990er Jahren abnehmende Tendenzen (Werte vor dieser Zeit fehlen).

Die Nitrat-Auswaschung überschreitet an 60 Prozent der Messstationen die noch zulässigen Werte.

2.4 Langzeittrends der Baumernährung

Eine Folge zu hoher Stickstoffeinträge in Wälder sind Versauerung und die Überdüngung (Eutrophierung). Beides bewirkt langfristig eine unausgewogene Ernährung der Pflanzen, die sogenannten Nährstoffimbilanzen. Dadurch werden Bäume anfälliger gegenüber Krankheiten und Schädlingen. Überdüngte Bäume wurzeln flacher und sind anfälliger gegenüber Windwurf und sie sind weniger widerstandsfähig gegenüber Trockenheit (s. Braun et al. 2003, 2015).

Die Ergebnisse der Interkantonalen Walddauerbeobachtung zeigen, dass von 1984-2011 die Blatt-/Nadelgehalte für Phosphor und Magnesium bei Fichten und Buchen deutlich zurückgingen (Abbildung 9). Für Phosphor ist der Trend eindeutiger und die P-Mangelgrenze für Fichten und Buchen sind schon lange unterschritten.

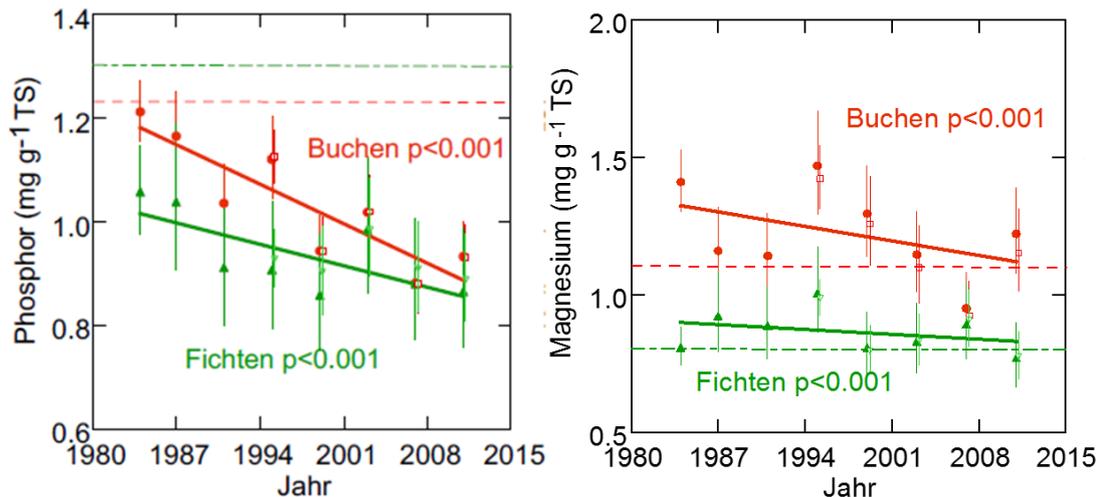


Abbildung 9: Phosphor- und Magnesiumversorgung bei Buchen und Fichten. 179 Dauerbeobachtungsflächen, 1984-2011 (Braun et al. 2013). Eingezeichnete Mangelgrenzen (gestrichelte Linien) nach Mellert und Göttlein, 2012.

Der Trend der Phosphor-Ernährung stimmt überein mit denen auf den Flächen des Intensivmonitorings der Langfristigen Waldökosystemforschung (LWF, Thimonier et al. 2012). In einer europaweiten Studie zum Phosphor-Haushalt von 79 Buchenbeständen zeigte sich, dass in den letzten 20 Jahren die P-Versorgung der Bäume abnahm (Talkner et al. 2015). Gleichzeitig nahm das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor in den Blättern zu und ist heute auf den meisten Flächen oberhalb des Bereichs harmonischer Ernährung. Die P-Gehalte in den Blättern waren umso geringer, je höher das N/P-Verhältnis im Boden war, das heisst je mehr Stickstoff im Boden vorhanden war, desto schlechter war die Phosphorversorgung der Buchen. Diese Befunde weisen darauf hin, dass die gemessenen Mängel und Imbalancen auf die hohen Stickstoffeinträge zurückzuführen sind. Die Mechanismen, die zum P-Mangel führen, sind nicht genau bekannt. Wahrscheinlich ist eine Störung der Phosphor-Aufnahme aus dem Boden, da Stickstoff zu einer Reduzierung der Mykorrhizierung der Wurzeln führt.⁶

In einer anderen europaweiten Studie zeigte sich unausgewogene Baumernährung vorwiegend auf solchen Standorten, die hoch mit Stickstoff belastet waren (im Median 21 kg N/ha). Bäume auf geringer belasteten Flächen (Median 9.6 kg N/ha) hatten weit weniger häufig Nährstoffimbalancen (De Vries et al. 2003).

Langzeituntersuchungen des Buchenwachstums auf den Flächen der Interkantonalen Wald-dauerbeobachtung zeigen, dass mit zunehmender N-Deposition das Wachstum der Bäume zwar gesteigert wird, aber nur bei solchen, die noch ausreichend mit Phosphor versorgt sind (Abbildung 10, Braun et al. 2010). Ist der P-Gehalt im Laub geringer als 0.08 Prozent dann sinkt das Wachstum schon bei Einträgen von >22.5 kg N pro ha und Jahr. Der durchschnittliche Stickstoffeintrag in Wälder beträgt in der Schweiz 23 kg N pro ha und Jahr.

⁶ Derzeit wird europaweit nach den Ursachen gefahndet. Die Schweiz ist daran beteiligt.

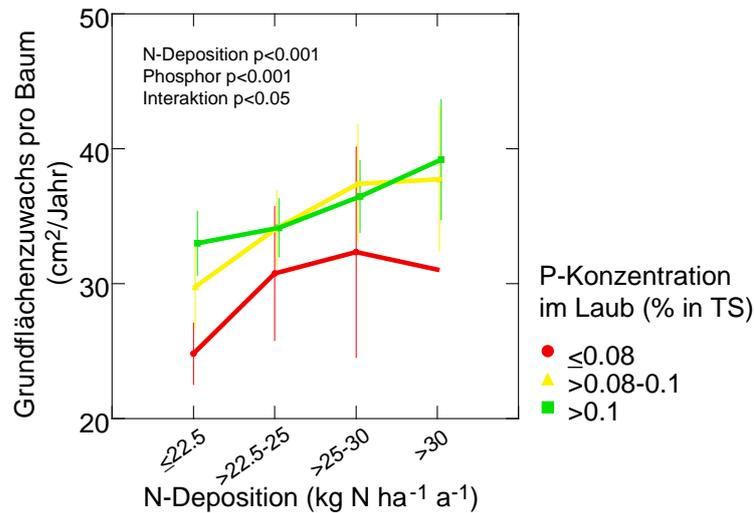


Abbildung 10: Beziehung zwischen Grundflächenzuwachs und N-Deposition bei Buchen in Abhängigkeit von der P-Konzentration im Laub (Braun 2013).

Die Veränderungen der Baumernährung als Folge der Stickstoffeinträge über die Zeit verdeutlicht Abbildung 11: Mit zunehmenden Stickstoffeinträgen sank die in den 1980er Jahren noch vorhandene enge Beziehung zwischen der Stickstoffdeposition und den Stickstoffgehalten im Laub (links in der Abbildung 11). Ab etwa der Jahrtausendwende gab es für Buchen dann keine positive Beziehung mehr zwischen N-Eintrag und N-Gehalten im Laub, für Fichten etwa ab 2007. Das heisst, die Stickstofflimitierung ist auf diesen Flächen heute aufgehoben. Dagegen zeigte sich ab Beginn der 2000er Jahre eine zunehmend negativere Beziehung zwischen Stickstoff und Phosphorennährung. Zusammen genommen bedeutet diese Entwicklung, dass die anfänglich noch bestehende Limitierung durch Stickstoff heute in eine Limitierung durch Phosphor übergegangen ist. Dies wurde auch durch die Beziehung zwischen dem Baumwachstum und der P-Ernährung (Abbildung 11) ausgedrückt.

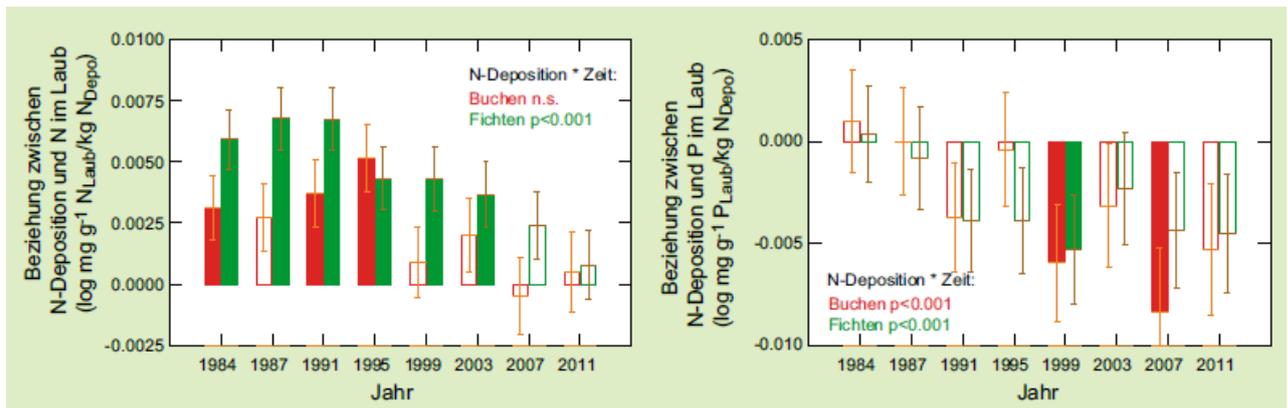


Abbildung 11: Beziehung zwischen Stickstoff-Deposition und Stickstoffkonzentration im Laub (li.) und Phosphorkonzentration im Laub (re.), Buchen, Fichten (Braun et al. 2013).

Dass ab einer bestimmten Eintragsmenge Stickstoff keine Wachstumssteigerung mehr verursacht, konnte auch durch Auswertungen der Flächen der Langfristigen Waldökosystemforschung (LWF) gezeigt werden (Etzold et al. 2013). Ab einem Eintrag von ca. 20 kg N pro ha und Jahr nahm der Ertragszuwachs ab (Abbildung 12).

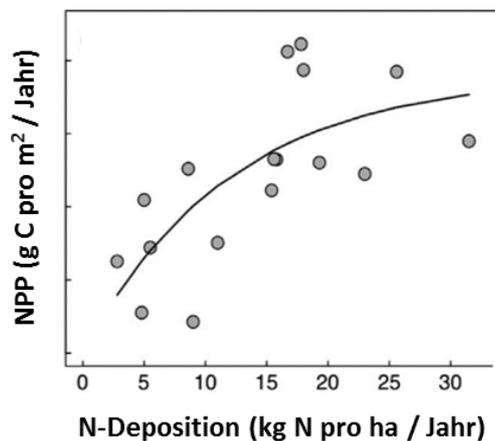


Abbildung 12: Beziehung zwischen Stickstoff-Deposition und Wachstum der Bäume (NPP = Netto-Primär-Produktion in Gramm Kohlenstoff pro m² und Jahr) auf 18 LWF-Flächen (Etzold et al. 2013).

Fazit:

Die Trends der Elementgehalte in Blättern und Nadeln (Buchen und Fichten) weisen auf zunehmende Nährstoffungleichgewichte und Mängel in Magnesium und Phosphor hin.

Phosphormangel nimmt tendenziell zu und scheint das Baumwachstum zunehmend zu beeinträchtigen.

Stickstoff ist auf den meisten Flächen nicht mehr wachstumslimitierend, sondern im Überschuss vorhanden.

2.5 Stickstoffeinträge und Klimawandel

Hohe Stickstoffeinträge führen dazu, dass Pflanzen das verfügbare Wasser schlechter nutzen, die Wassernutzungseffizienz sinkt (Braun et al. 2012, Nilsen 1995). Ein durch Stickstoffeinträge erhöhtes N/P- und N/K-Verhältnis im Laub führte zu vermehrten Totästen. Der Abwurf von Totästen reduziert den Wasserbedarf von Pflanzen, er ist bekannter „Schutzmechanismus“ der Bäume bei Trockenstress. Alle den Wasserhaushalt einer Pflanze regulierenden physiologischen Prozesse benötigen Kalium, so dass bei Kaliummangel der Trockenstress verstärkt wird.

Vor dem Hintergrund des sich abzeichnenden Klimawandels sollte daher auch diese Folge erhöhter Stickstoffeinträge berücksichtigt werden. Abbildung 13 zeigt für die Schweiz die Stickstoffeinträge in Klassen grösser und kleiner 20 kg N pro ha und Jahr, gruppiert zusätzlich nach 3 Klassen des Trockenheitsindikators ETa/ETp, dem Verhältnis zwischen aktueller und potenzieller Evapotranspiration in der Vegetationszeit. Werte des ETa/ETp kleiner als 0.8 gelten als kritisch. Für die Klimaberechnung bis Mitte des Jahrhunderts wurden das A1b-Szenario und das regionale CLM-Modell zugrunde gelegt (Remund et al. 2014).⁷

⁷ Das A1b-Szenario geht von einer moderaten Nutzung aller Energie-Quellen aus; das für die regionale Klimaberechnung verwendete CLM-Modell (COSMO Climate Limited-area Model, kurz CLM, s. auch <http://www.clm-community.eu/>) modelliert die Zukunft mit höherer Sommertrockenheit. Vergleiche mit Messwerten der vergangenen 30 Jahre zeigten, dass die Kombination A1b-Szenario und CLM-Modell die Entwicklung der vergangenen Jahre in vielen Regionen der Schweiz gut reproduzierte (Remund und Augustin 2015). In den Regionen Genf/Waadt, im westl. Mittelland und der Nordschweiz war es jedoch trockener geworden, im Tessin weniger trocken als berechnet.

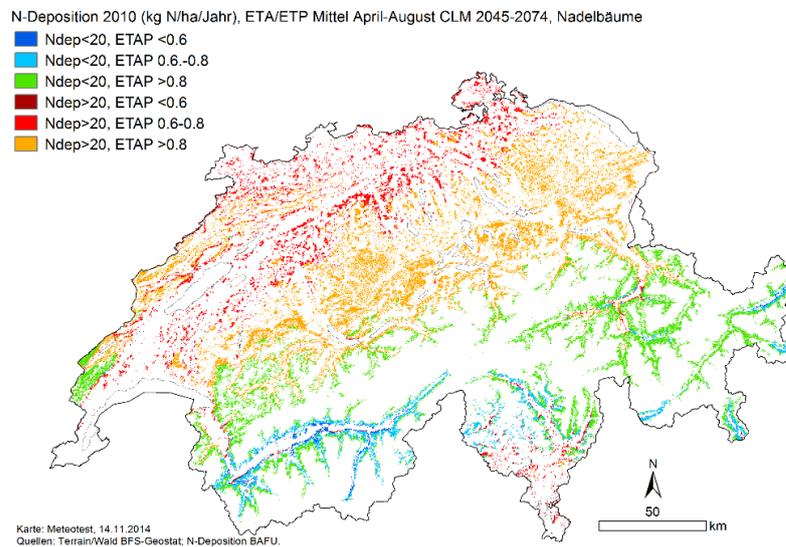
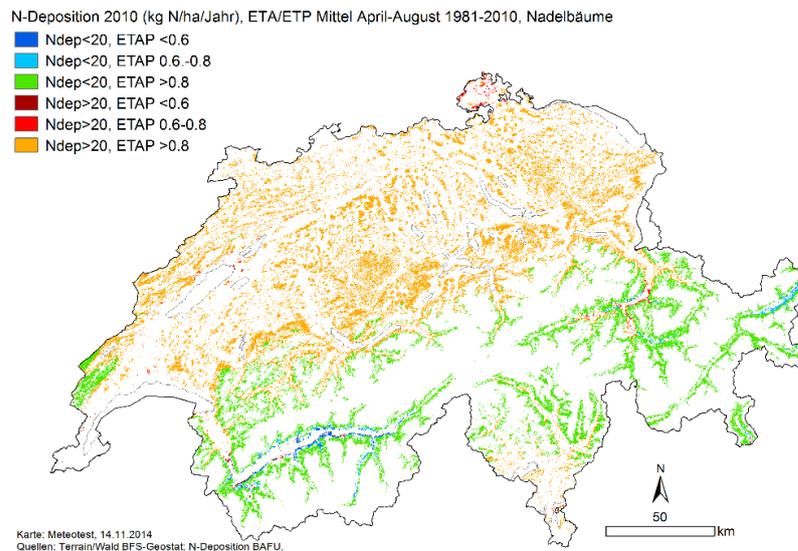


Abbildung 13: Stickstoffdeposition und Trockenheit. $ETA/ETp < 0.8$ zeigt Trockenheit an.

Oben: Mittelwerte des Trockenheitsindikators ETA/ETp der Jahre 1981-2010 in der Vegetationszeit und Stickstoffdeposition.

Unten: Mittelwerte des Trockenheitsindikators ETA/ETp der Jahre 2045-2074 in der Vegetationszeit und Stickstoffdeposition. A1b-Szenario, CLM-Modell.
(Quelle: Remund und Rihm 2015).

Die Karten in Abbildung 13 zeigen, dass Waldflächen mit kritischen Situationen, d.h. mit hohem Stickstoffeintrag und hohem Trockenheitsrisiko für Wälder, künftig zunehmen werden (rot und dunkelrot dargestellt). Die entsprechenden Hektar-Werte sind in Tabelle 3 dargestellt.

N-Deposition	ETa/ETp	Waldfläche (ha)	
		Messdaten	CLM-Modell
Klasse	Klasse	1981-2010	2045-2074
≤ 20 (kg N pro ha und Jahr)	≤ 0.8	30'298	134'599
	> 0.8	362'658	258'136
> 20 (kg N pro ha und Jahr)	≤ 0.8	18'329	297'252
	> 0.8	640'563	361'861
Total		1'051'848	1'051'848

Tabelle 3: Stickstoffdeposition und Trockenheit. Hektare Wald in den Klassen > und < 20 kg N pro ha und Jahr und in Trockenheitsklassen ≤ 0.8 und > 0.8 ETa/ETp. ETa/ETp berechnet auf der Basis von Messwerten 1981-2010 und auf der Basis des A1b-Szenarios, CLM-Modell (Quelle: Remund und Rihm 2015).

3 Integrative Bewertung und räumliche Differenzierung der Problemlage

3.1 Bewertung mit international abgestimmten Kennwerten – Critical Loads-Überschreitung

Um festzustellen, ob Einträge versauernder und eutrophierender Verbindungen noch toleriert werden können oder nicht, wurde im Rahmen der UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP - Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) das "Critical Load"-Konzept entwickelt. Der "Critical Load" ist ein noch tolerierbarer Eintragungsgrenzwert, der standortspezifisch berechnet wird. Er ist definiert als "die quantitative Schätzung einer Belastung durch ein oder mehrere Luftschadstoffe, unterhalb derer signifikante schädliche Effekte auf ausgewählte sensitive Teile des Ökosystems nach aktuellem Kenntnisstand nicht auftreten" (Grennfelt und Thörnelöf 1992). Bei Überschreiten der kritischen Eintragungswerte sind langfristig negative Auswirkungen auf Struktur und Funktion der Ökosysteme zu erwarten.

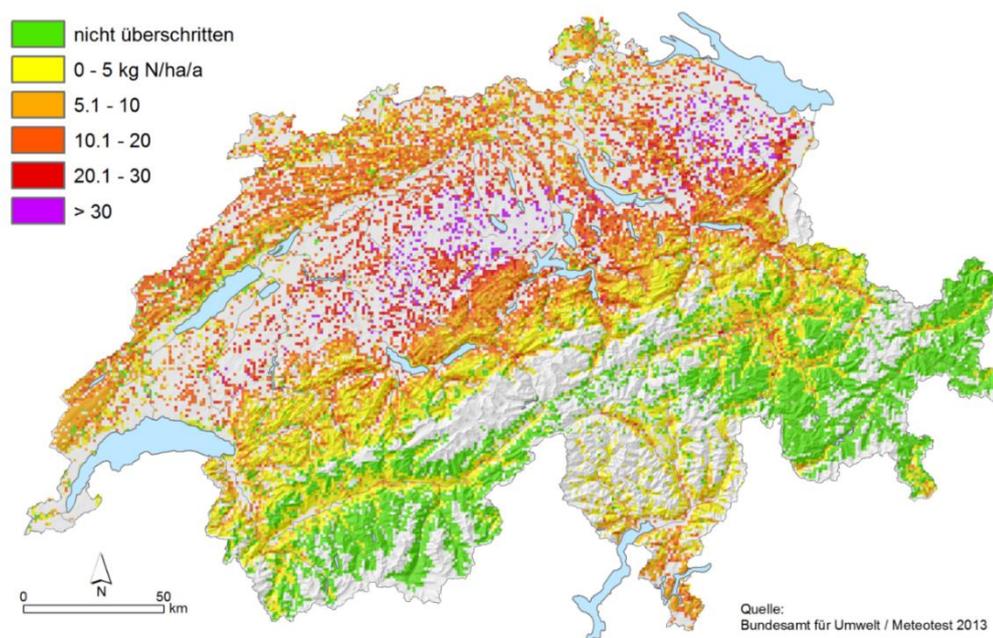


Abbildung 14: Überschreitung der Critical Loads für Stickstoffeinträge, 2010 (EKL 2014). Dargestellt sind alle Ökosysteme, d.h. Wälder, naturnahe Wiesen und Moore.

Die Abbildung 14 zeigt die Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff für Wälder und naturnahe Ökosysteme. Auf 95 Prozent der Waldfläche in der Schweiz werden die Critical Loads für Stickstoffeinträge überschritten, wie Abbildung 15 zeigt.

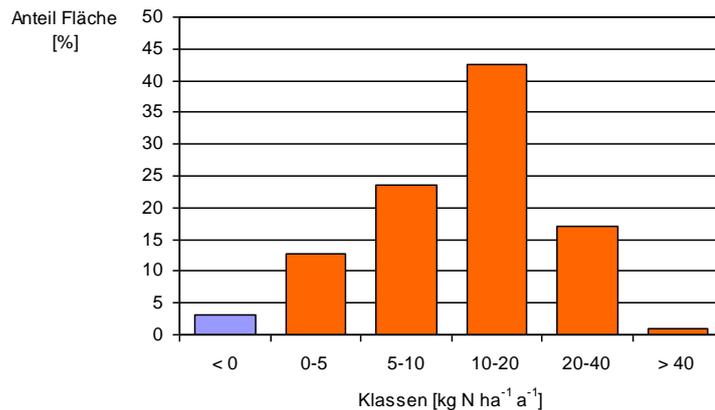


Abbildung 15: Häufigkeitsverteilung der Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff bei bewirtschafteten Waldökosystemen in der Schweiz für 2007 (Meteotest 2010).

3.2 Verfügbare Nährstoffvorräte im Boden

Potenziell gefährdet sind solche Bestände, in denen die kurz- und mittelfristig verfügbaren austauschbar gebundenen Vorräte (K, Ca, Mg) im Wurzelraum der Böden im Vergleich zur stehenden Biomasse des Bestandes gering sind. Dahinter steht die Vorstellung, dass der Bodenvorrat an pflanzenverfügbaren Nährstoffen so hoch sein sollte wie der Bedarf des Waldbestandes in einer Umtriebszeit (Block und Meiwes 2013). Ist dieses Verhältnis geringer als 1, werden die Vorräte als „gering“ eingestuft. Auf solchen Standorten ist dann ein bedeutender Teil der Nährstoffe nur in der oberirdischen Biomasse gebunden (Kölling et al. 2007, Stüber et al. 2008) und eine Vollbaumernte hätte relativ grosse Auswirkungen.

Eine solche Bewertung wurde für die Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung vorgenommen. Abbildung 16 zeigt den Quotienten aus dem „pflanzenverfügbaren Gehalt in den obersten 40 cm des Bodens“ zu „Gehalt in der Biomasse“ am jeweiligen Standort für alle 179 Beobachtungsflächen. Die Bewertung erfolgte gemäss der Forstlichen Standortskartierung (Arbeitskreis Standortskartierung 2003). Ein beträchtlicher Anteil der Flächen weist bei mindestens einem Nährstoff sehr geringe Vorräte auf. Berücksichtigt man weiterhin die teilweise sehr hohen Nährstoffauswaschungsraten, die durch die Deposition getrieben werden, so wird ersichtlich, dass die Vorräte im Boden zu schonen sind und der Entzug durch die Ernte gering sein sollte.

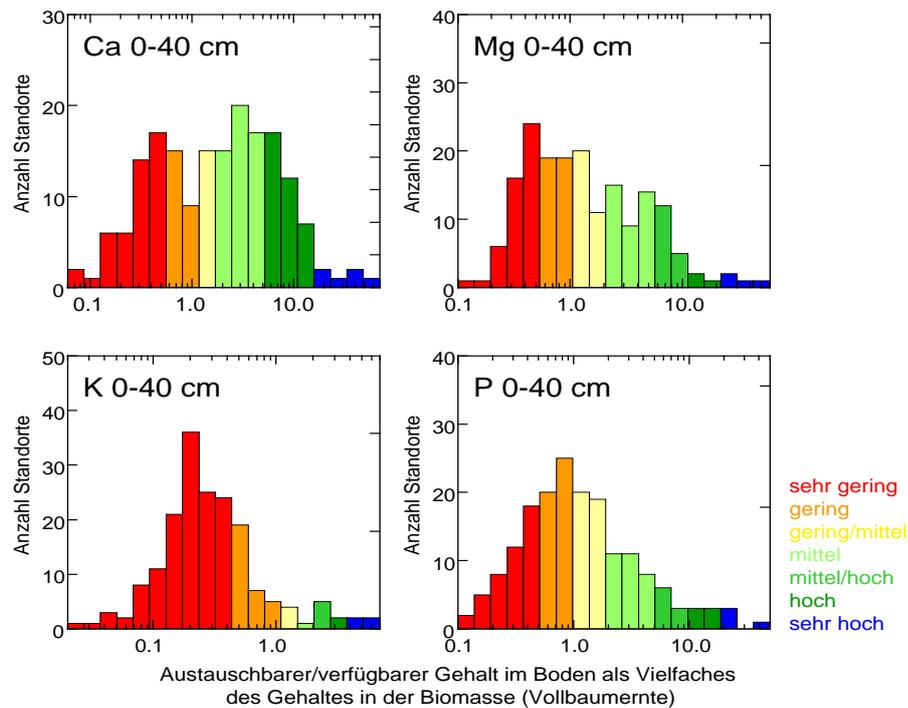


Abbildung 16: Austauschbare Gehalte von Ca, K und Mg sowie citratlöslicher Phosphor in 0-40 cm Bodentiefe in Relation zum Gehalt in der oberirdischen Biomasse (Vollbaumernte). Die Bewertung von Ca, Mg und K erfolgte nach Arbeitskreis Standortskartierung (2003). Phosphor wurde analog zur Skala von Ca und Mg bewertet.

Fazit Kapitel 2 und 3

Versauerung und Eutrophierung finden fast überall statt, denn die Stickstoffeinträge überschreiten auf der Mehrzahl der Wälder die Critical Loads.

Die Wirkungen auf den Wald und seine Leistungen sind relevant. Sie können aber – je nach Geologie, Lage oder anderen gleichzeitig vorliegenden Stressoren – sehr unterschiedlich sein.

Die wichtigsten Problemkombinationen sind: Versauerung = Nährstoffverarmung des Oberbodens und Stickstoffanreicherung.

Es ist damit zu rechnen, dass künftig häufigere Trockenheitsphasen auf vielen Standorten die Situation verschärfen.

Aufgrund der nun vorhandenen Informationen lassen sich Art und Ausmass der Risiken besser abschätzen.

Bei kritischen Standorten ist ein „Nicht-Handeln“ keine Option.

4 Mögliche Ansätze zur Kompensation der Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation

Zur Reduktion und Kompensation der Versauerung von Waldböden und zur Verbesserung der Nährstoffsituation sind vier Massnahmen möglich. Als erstes ist die **Reduktion von versauernden und eutrophierenden Einträgen** aus der Luft zu nennen, welche auf der ganzen Fläche wirkt.

Auf kritischen Standorten sind zur **Stabilisierung der Nährstoffkreisläufe** waldbauliche Massnahmen möglich:

- Vermeidung von Vollbaumernte, ausschliesslich Ernte von Stammholz, wodurch der Export von Nährstoffen aus dem Wald vermieden wird. Dies ist vor allem wichtig zur Vermeidung von Phosphor-Mängeln, da in der Grünmasse überproportional viel Phosphor enthalten ist.
- Wahl von tiefwurzelnden Baumarten, da diese aus dem Unterboden Nährstoffe in den Oberboden transportieren können (sofern im Untergrund nährstoffreichere Schichten vorhanden sind).

Schliesslich kommen zur **Kompensation von Versauerung** und zur Vermeidung von säurebedingten Schäden folgende Massnahmen in Frage:

- Ausbringung von Kalken und Holzaschen. Hiermit wird in erster Linie eine Anhebung des pH-Wertes angestrebt und damit die Schaffung günstiger Bedingungen für das Bodenleben und die Pflanzenwurzeln, die Verbesserung der Nährstoffversorgung und insgesamt eine umfassende und nachhaltige Sanierung von versauerten Waldböden.

Diese möglichen Massnahmen und deren Auswirkungen werden in den nachfolgenden Kapiteln ausgeführt.

4.1 Reduktion der Emissionen

Eine langfristige und nachhaltige Verbesserung der Nährstoffsituation ist ohne die Senkung der Stickstoffeinträge nicht möglich. Mit einer spürbaren Verbesserung wäre allerdings erst mit zeitlicher Verzögerung zu rechnen und die Massnahme hat keinen Einfluss auf schon eingetretene Schäden. Die geltenden Emissions-Reduktions-Ziele sind für den Wald hinreichend, denn sie orientieren sich am Grenzwert für Wälder, den Critical Loads. Der Vollzug der Massnahmen erscheint verbesserungsbedürftig, insbesondere bei der Reduzierung der NH_3 -Emissionen (Abbildung 17).

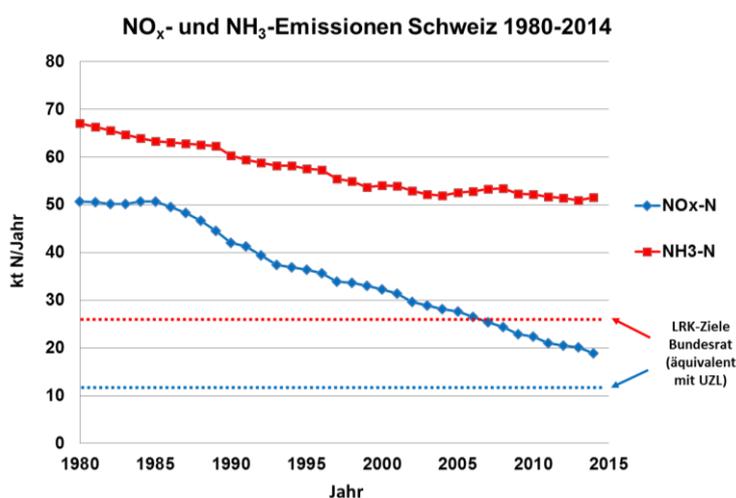


Abbildung 17: Entwicklung der Stickoxid-Emissionen ($\text{NO}_x\text{-N}$; primär aus dem Verkehr) und Ammoniak-Emissionen ($\text{NH}_3\text{-N}$; primär aus der Landwirtschaft) in der Schweiz 1980-2013 und verbleibender Handlungsbedarf bis zu den Zielwerten gemäss Luftreinhaltekonzept (LRK) des Bundesrates, BBI 2009, 6585 (BAFU / IIR 2016).

4.2 Waldbauliche Massnahmen auf kritischen Standorten

Waldbauliche Massnahmen zur Stabilisierung der Nährstoffkreisläufe eignen sich für jene Standorte, bei denen nur der Oberboden von Nährstoffentzug und Versauerung in geringem Masse betroffen ist, im Unterboden aber noch basenreiche Horizonte anstehen, die für Pflanzen erreichbar sind.

4.2.1 Vermeidung von Vollbaumernte

Nachhaltige Nutzung des Waldes heisst, dass mit der Ernte nicht mehr Nährstoffe exportiert werden als aus natürlichen Quellen nachgeliefert werden können. Werden bei der Holzernte neben dem Stammholz auch Rinde, kleine Äste und Reisig sowie Blätter und Nadeln aus dem Wald entfernt, so übersteigt dieser Export auf vielen Standorten die natürliche Nachlieferung innerhalb einer Baumgeneration. Gerade in Rinde, Blättern und Nadeln sind grosse Mengen Nährstoffe gespeichert. Etwa die Hälfte der Nährstoffe befindet sich in Stamm und Grobästen, die andere Hälfte in kleinen Ästen (<7 cm), Rinde und Blättern/Nadeln. Bei der Vollbaumernte werden dem Wald daher erhebliche Mengen an Nährstoffen entzogen. Insbesondere die Phosphor-Entzüge steigen überproportional durch die zusätzliche Entnahme von Grünmasse. Gerade die P-Ernährung wird aber aufgrund der N-Einträge zunehmend kritisch und scheint zunehmend das begrenzende Element für das Wachstum der Bäume zu werden. Die Übernutzung von Wäldern in der Vergangenheit führte zur Verarmung des Bodens und in der nachfolgenden Baumgeneration zu Wachstumsreduktionen. Diese Zusammenhänge wurden schon früh erkannt⁸.

Die Steigerung der Nährstoffentzüge durch verschiedene Ernteverfahren, im Vergleich zur Ernte von „Stamm ohne Rinde“ zeigt die Abbildung 18. Eine Vollbaumernte steigert alle Elemententzüge. Während die zusätzliche Biomasseentnahme durch eine Vollbaumnutzung gegenüber der Stammernte nur geringfügig ist, ist der zusätzliche Entzug von Nährstoffen beträchtlich. Dies ist bei Phosphor besonders problematisch, da die P-Ernährung in den letzten Jahren auf vielen Waldstandorten abnahm. Deshalb, und wegen der beträchtlichen Entnahme von Ca, Mg und K ist es wichtig, auf basenarmen Böden auf ein schonendes Ernteverfahren zu achten und nur Stammholz zu entnehmen. Selbst die Stammnutzung mit Rinde verdoppelt etwa den Nährstoffentzug. Das heisst, auch die nährstoffreiche Rinde sollte nach Möglichkeit im Bestand belassen werden.

⁸ Aus Fankhauser (1880): „Die nachtheilige Wirkung der Streuenutzung zeigt sich bald mehr, bald weniger hervortretend, je nachdem der Boden kräftiger oder magerer, feuchter oder trockener ist und die Bäume flacher oder tiefer wurzeln. Der kräftige Lehmboden erträgt die Streunutzung besser als der dürre Sandboden; der Kalkboden leidet mehr als der feuchte Bruchboden. Die Buche, welche grössere Ansprüche an die Bodenkraft macht, wird im Wuchse mehr zurückgebracht, als die selbst im Steingeröll wuchernde Weisserle ... Je jünger die Bestände sind, in denen man die Streue sammelt, desto mehr leiden sie darunter; je älter, desto eher können sie es ertragen.“ Fankhauser, F. 1880. Leitfaden für Bannwartenkurse. 3. Auflage, Bern, S. 166–167.

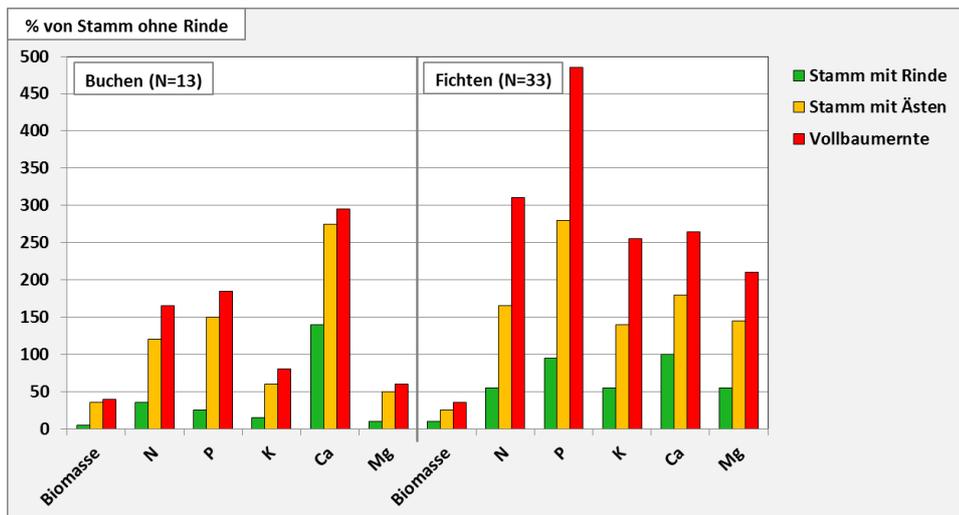


Abbildung 18: Nährstoffentzüge von Buchen und Fichten bei verschiedenen Ernteverfahren (Braun et al. 2009).

4.2.2 Baumartenwahl und Förderung tiefwurzelnder Baumarten

Die Baumartenwahl beeinflusst den Nährstoffhaushalt auf verschiedene Weise:

- Nadelbäume haben einen höheren Blattflächenindex, was zu einer höheren Ausfilterung von Luftschadstoffen führt und damit zu höheren Einträgen von Schadstoffen in den Wald. In der Folge finden sich z.B. höhere Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung und es werden erhöhte Stickstoffauswaschungen unter Nadelwäldern gemessen. Diese Effekte sind vielfach belegt (u.v.a. Rothe und Mellert 2004, Braun et al. 2015). Eine Verminderung des Nadelholzanteils führt daher zu geringeren Einträgen.
- Das Nährstoffrecycling, d.h. die Aufnahme von Nährstoffen aus tieferen Bodenschichten und ihre Rückführung in den Oberboden über die Laubstreu, wird durch die Baumartenwahl beeinflusst. Durch die Einbringung von tiefwurzelnden Baumarten wie Eiche, Tanne und Föhre oder aber durch Baumartenmischungen, die einen grösseren Wurzelraum erschliessen (Thelin et al. 2002, Meinen et al. 2009) kann es begünstigt werden. Die Rückführung über die Laubstreu wird durch die Einbringung von Laubbaumarten mit leicht abbaubarer Streu ("bodenpflegenden Baumarten"; Stocker et al. 2002) weiter gefördert. Gleichzeitig wird die Tätigkeit der Bodenlebewesen begünstigt. Die aktive Förderung und wenn nötig Pflanzung solcher bodenpflegender Baumarten ist auf Standorten mit geringen Basengehalten dringend zu empfehlen. Zu den bodenpflegenden Baumarten gehören Ahorn, Esche, Linde und Vogelbeere. Da die eingangs erwähnten tiefwurzelnden Baumarten eine schwer abbaubare Streu haben, sollten sie nur beigemischt werden.

4.3 Kalkung auf sanierungsbedürftigen Standorten

Mit einer Kalkung werden folgende Ziele angestrebt:

- Anhebung des pH-Wertes, dadurch Anregung des Bodenlebens und Vertiefung des Wurzelraums
- Einarbeitung von organischer Substanz in den Mineralboden
- Erhöhung der Basensättigung im Wurzelraum
- Kompensation von Nährstoffverlusten
- Neutralisierung der aktuellen Säureeinträge
- Verbesserung der Magnesium-, Kalium- und Phosphorversorgung der Bäume

Kalke sind carbonatische Dünger, bei deren Lösung im Boden Ca^{2+} und Mg^{2+} (bei Dolomiten) gelöst werden und HCO_3^- entsteht (Sverdrup und Warfvinge 1987). HCO_3^- erhöht die Alkalinität der Bodenlösung und puffert, CO_2 schliesslich verlässt den Boden als Gas mit der Bodenluft. Im Gegensatz zu einer Düngung mit leichtlöslichen Salzen wie in der Landwirtschaft üblich und erforderlich, wird mit einer Kalkung eine langsam lösliche und über Jahre bis Jahrzehnte

wirksame Nährstoffquelle ausgebracht und es wird kein unerwünschter oder schädlicher Nebenbestandteil wie Chlorid, Sulfat oder Nitrat dem Boden zugeführt.

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse von Kalkungsversuchen in Deutschland und den skandinavischen Ländern beschrieben, da dort seit langem entsprechende Versuche durchgeführt wurden. Es wird vorwiegend auf Langzeitversuche eingegangen, da diese eine hohe Aussagekraft über mögliche Langzeitwirkungen der Massnahme in Wäldern haben.

4.3.1 Wirkungen einer Kalkung auf den Boden und die Durchwurzelung

Eine Kalkung führt zur Anhebung des pH-Wertes, wodurch das Bodenleben angeregt und der Abbau organischer Auflagen beschleunigt wird. Der Humus wird zunehmend in den Mineralboden verlagert (Abbildung 19), wo er zusätzliche Speicherplätze für Nährstoffe schafft und die Wasserspeicherkapazität erhöht. Im Mineralboden ist der Humus weniger den klimatischen Schwankungen ausgesetzt als auf der Bodenoberfläche, was die Nährstoffversorgung durch die Mineralisierung stabilisiert.

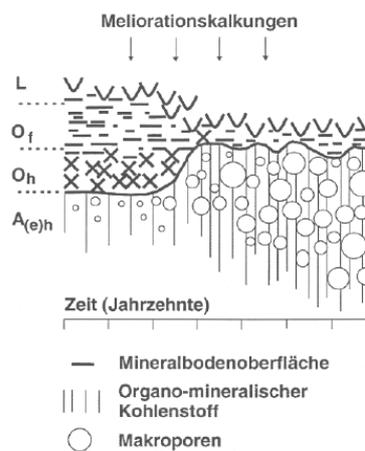


Abbildung 19: Angestrebte Wirkung eine Bodenschutzkalkung (nach Hildebrand 1996).

In einem Praxis-Grossdüngungsversuch in Baden-Württemberg war nach 5 Jahren eine Verringerung der Humusaufgabe eingetreten. Konverterkalk mit Branntkalk (CaO) zeigte hierbei die deutlichste Wirkung (v. Wilpert et al. 1993). Ähnliche Effekte nach Dolomitskalkung wurden von Meuser (1996) berichtet: 10 Jahren nach einer Kalkung mit Dolomit hatten die Kohlenstoffgehalte der Humusaufgabe abgenommen und die im darunter liegenden Mineralboden zugenommen. Edelmann und Schröder (1987) konnten noch nach 30 Jahren eine Reduktion des Auflagehumus feststellen. Immer et al. (1993) stellten nach 40 Jahren eine Verschiebung der Humusqualität hin zu günstigeren Mull- und Moderformen fest. In Thüringen waren 30 Jahre nach der Ausbringung von 5-10 t pro ha Kalk ebenfalls noch deutliche Verbesserungen des Humuszustandes festzustellen (Nebe et al. 1989).

Die Vertiefung des durchwurzelbaren Bodenraumes und die Förderung der Durchwurzelung ist ein wesentliches Ziel forstlicher Kalkungsmassnahmen. Schneider und Zech (1991) fanden im Fichtelgebirge eine enge Beziehung zwischen Wurzelwachstum und Basensättigung des Bodens, d.h. die durch die Kalkung bedingte Erhöhung der Basensättigung führte zu einem intensiveren Wurzelwachstum. Nach Untersuchungen von Kottke et al. (1993) auf einer alten Kalkungsfläche im Schwarzwald (Hüttenkalk) zeigten gesunde Fichten auf der gekalkten Fläche günstigere Mykorrhiza-Aktivitätsparameter. Die Verbesserung des bodenchemischen Milieus erhöhte die Lebenszeit der Mykorrhiza-Pilze und steigert ihre Resistenz gegenüber Pathogenen.

Diese und viele andere Beispiele zeigen, dass die angestrebte Wirkung „Anregung des Bodenlebens, Schaffung günstigerer Humusformen, Verbesserung des Zustandes des Wurzelraums

durch höheren Makroporenanteil und Vertiefung des Wurzelraums“ mit Kalkgaben erreicht werden.

4.3.2 Wirkungen einer Kalkung auf die Baumernährung und Vitalität

Im Schwarzwald fand man 20 Jahre nach einer Kalkung mit 4 t pro ha bei den als gesund eingestuft Fichten leicht höhere Mg- und wesentlich höhere Ca-Gehalte. Die Al-Gehalte in Fichtennadeln lagen zum Teil beträchtlich unter denen der ungekalkten (Aldinger 1987), was die Schutzwirkung des Ca gegenüber Al im Wurzelraum belegt. Die Basensättigung war bis in 20 cm Tiefe auf >80 Prozent angestiegen.

Fichtenbestände auf alten Kalkungsflächen im Thüringer Wald (5-10 t pro ha Kalk Mitte der 1950er Jahre) zeigten eine deutlich bessere Mg- und Ca-Ernährung als die ungekalkten (Nebe et al. 1989). Eine sowohl rasche als auch nachhaltig positive Wirkung auf die Mg-Ernährung erzielte eine Mischung aus Dolomit und gebranntem Magnesit, während die Wirkung von leichtlöslichen Magnesiumsalzen (Kieserit $MgSO_4$) nach 3 Jahren abgeklungen war (Thüringer Wald, Fiedler et al. 1988).

Seit dem Auftreten der Waldschadenssymptome "Nadel-/Blattverlust" und "Vergilbung" wurde immer wieder darauf hingewiesen, dass auf alten Kalkungs- und Düngungsflächen die Bestände oft symptomärmer oder -frei waren, verglichen mit nicht behandelten Nachbarflächen. Auf den Flächen eines 1959 angelegten Versuches im Odenwald wiesen die gedüngten Flächen deutlich weniger geschädigte Fichten im Altbestand auf (63 Prozent ohne Symptome) als auf den Kontrollflächen (23 Prozent symptomfrei) (Kenk et al. 1984). Auch im Hunsrück war auf 30 Jahre zuvor gekalkten Flächen der Gesundheitszustand der Fichten besser als auf den Vergleichsflächen (Edelmann und Schröder 1987).

Im Praxis-Grossdüngerversuch des Landes Baden-Württemberg (v. Wilpert et al. 1993) wurden Varianten mit Dolomit (verschiedenen Magnesium-Gehalte, Kalium-Zugaben) getestet. Nach 5 Jahren zeigte sich, dass Dolomit allein die Nadelverlusten von Fichten nicht veränderte, mit steigenden Mg-Gehalten und vor allem K-Zugaben die Verluste jedoch zurückgingen.

4.3.3 Wirkungen einer Kalkung auf die Bodenvegetation

Berichte über Verschiebungen in der Artenzusammensetzung nach einer Kalkung weisen stets auf die Förderung der Bodenvegetation und der Naturverjüngung hin (u.v.a. Harz: Grabherr 1942; Thüringer Wald: Schlüter 1966; Schwarzwald: Aldinger 1987; Baden-Württemberg: v. Wilpert et al. 1993; Rheinland-Pfalz: Mattern 1992; Solling: Schmidt 1993). Die Wirkung ist abhängig von der Menge des ausgebrachten Kalkes, seiner chemischen Form und der Ausgangssituation des Bodens.

Durch den Abbau stickstoffreicher Humusaufgaben aufgrund der Kalkung stellen sich zunächst nitrophile Ruderalpflanzen ein, die Artenvielfalt steigt insgesamt an. Die Bodenflora ist somit eine wirksame Senke für Stickstoff aus der Mineralisation nach einer Kalkung. Dadurch werden Nährstoffe im kleinen (saisonalen) Nährstoffkreislauf gehalten. Die Anreicherung des Humus mit leichter zersetzbarer Streu fördert so, zusammen mit dem pH-Anstieg, den Humusumsatz und regt das Bodenleben weiter an.

4.4 Ascheausbringung

Die Wirkung von Holzascheausbringung in Wälder wird seit einigen Jahren erforscht (v.a. in Deutschland, Österreich, den Skandinavischen Ländern). In der Schweiz führte die WSL das Projekt HARWA (Holzascherecycling im Wald) durch (Landolt et al. 2001). Die Ziele einer Ascheausbringung sind die gleichen wie bei der Ausbringung von Kalken, d.h. die Entsauerung der Böden und die Kompensation von Nährstoffverlusten stehen im Vordergrund; weiterhin kann die Kalium- und Phosphor-Versorgung der Bäume verbessert werden (Meiwes 1995). Gleichzeitig soll ein Beitrag geleistet werden zu einer effizienten Kreislaufwirtschaft, da immer mehr Holz für energetische Zwecke dem Wald entnommen und verbrannt wird; die Rückführung der in der Asche enthaltenen Nährstoffe bietet sich dazu an.

Für eine Ascheausbringung eignen sich nur die sogenannte Rostaschen (Grobasche, Feuerraumasche Brennraumasche), da sie im Gegensatz zur Zyklonflugasche und zur Filterasche wesentlich geringere schädliche Nebenbestandteile aufweisen.

Calcium	Magnesium	Kalium	Phosphor	Mangan
30 - 40	1,5 - 4,0	4,5 - 9,5	0,5 - 1,4	0,7 - 1,0

Tabelle 4: Durchschnittliche Nährstoffanteile in Rostaschen (naturbelassenes Holz) in % (aus Noger et al. 1996).

Mengenmässig überwiegt Calcium, weiterhin von Bedeutung sind Mg, K, P. Insbesondere Kalium und Phosphor sind heute auf vielen Waldstandorten im Mangel. Auf versauerten Standorten ist die stark basische Wirkung der Holzasche erwünscht.

Die Schwermetallgehalte in Holzaschen schwanken stark, sie sind abhängig von der Art der verbrannten Hölzer. So hat Rinde aus industrienahen Wäldern höhere Schwermetallgehalte als aus industriefernen Beständen (Werte sind im Anhang aufgeführt).

Die Auflösung der Holzaschen hängt von ihrer Zusammensetzung ab. Holzaschen bestehen aus carbonatischen Anteilen (CaO , CaCO_3) aus Calcium-Silikaten und zu geringen Anteilen aus Gips (CaSO_4) (s. Khanna et al. 2002). Sie bestehen also aus schnell und langsam löslichen Komponenten, wobei die langsameren überwiegen. Die anfänglich hohe Löslichkeit kann durch Carbonatisierung (Überführung von schnell löslichen Oxiden und Hydroxiden in langsam lösliches Carbonat) verlangsamt werden.

Im Gegensatz zur Wirkung von Kalken gibt es in Mitteleuropa hinsichtlich der Ascheausbringung in Wälder erst wenige Ergebnisse aus Langzeitversuchen. In Skandinavien hat die Ascheausbringung in den Wald zwar eine lange Tradition, doch erfolgt sie dort eher als Düngung zur Steigerung der Holzproduktion. Forschungsergebnisse zur Ausbringung von Dolomit/Asche-Mischungen, die in Baden-Württemberg durchgeführt werden, liegen noch nicht vor und können hier nicht behandelt werden.

4.4.1 Wirkungen von Ascheausbringung auf bodenchemische Kennwerte

Die Wirkung einer Aschegabe auf die Bodenchemie hängt entscheidend von der chemischen Form der ausgebrachten Asche, der Menge und dem Zeitpunkt der Untersuchung seit der Ausbringung ab. So fand Schäffer (2002) in Baden-Württemberg 5 Jahre nach verschiedenen hohen Aschegaben stets einen Anstieg des pH-Wertes, am deutlichsten in den hochdosierten Varianten. Das gleiche galt für die Freisetzung der Elemente Ca, Mg und K aus der Asche. Die Basensättigung des Bodens war nach 5 Jahren im Oberboden von 5 auf 12 Prozent gestiegen. Die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung waren teilweise angestiegen, auf einem Standort erst nach Jahren, und es handelte sich meist um zeitlich begrenzte Spitzenkonzentrationen. Auch im HARWA-Projekt wurde in der Initialphase eine Erhöhung des Nitratgehaltes festgestellt. Ähnliche Mobilisierungsmuster sind aus Kalkungsversuchen bekannt. Eine Mobilisierung von Schwermetallen wurde von Landolt et al. (2001) beobachtet, doch war der Effekt nur von kurzer Dauer und die Schwermetalle wurden im Profil tiefer verlagert.

Als problematisch wird oft der Chrom(VI)-Gehalt von Aschen angesehen. Chrom(VI) ist nicht in den Hölzern enthalten, es entsteht während des Verbrennungsprozesses und ist toxisch. In Waldböden wird es jedoch rasch im Auflagehumus unter reduzierenden Bedingungen zu Chrom(III) reduziert, einer nicht-toxischen Form (Niederberger 2002), und stellt somit keine Gefahr dar⁹.

⁹ Im „Merkblatt Bodenschutzkalkungen“ (Niedersachsen und Sachsen-Anhalt) werden deshalb Brennraumaschen aus der Verbrennung von naturbelassenem Rohholz von dem Grenzwert für Chrom(VI) ausgenommen, wenn sie ausschliesslich für die Rückführung auf forstliche Standorte verwendet werden.

4.4.2 Wirkungen von Ascheausbringung auf Pflanzenernährung und Wachstum

Im Ascheversuch in Baden-Württemberg waren nach 5 Jahren die Konzentrationen von Kalium und Calcium in den Fichtennadeln erhöht (Schäffer 2002). Augusto et al. (2006) werteten zahlreiche Studien zur Holzascheausbringung in Wälder aus und fanden als gemeinsames Merkmal einen Anstieg von Ca, Mg und K-Gehalten in Blättern und Nadeln. Meist wurde durch Holzasche der Mn-Gehalt gesenkt, was auf die Entsauerung des Bodens zurückzuführen ist. Die Reaktion der Phosphor-Ernährung war weniger einheitlich, sie scheint stark von den Gehalten in der Asche und von der Ausgangssituation des Versuchsstandorts abzuhängen.

Hallenbarter et al. (2002, HARWA) fanden keinen Effekt auf die Baumernährung, vermutlich da auf den Untersuchungsflächen schon vor der Ascheausbringung kein Mangel vorlag. Gesteigert wurde allerdings der Zuwachs der Fichte nach Ausbringung von 4 t Holzasche pro ha auf einer sauren Braunerde. Es wurden positive Effekte auf die Bodenchemie, die Elementgehalte in Feinwurzeln (P, K, Ca, Mg erhöht) und nachfolgend auf die Feindurchwurzelung festgestellt (Brunner et al. 2004). Es wurde keine Erhöhung der Schwermetallgehalte Zn, Cu und Cd in den Feinwurzeln festgestellt. In Finnland stellte man noch Jahrzehnte nach einer Ascheausbringung Wachstumssteigerungen an Föhren fest (Moilanen et al. 2002).

4.5 Konsequenzen einer Kalk- oder Ascheausbringung für den Vollzug (Planung, Behandlung und Ausbringung)

Eine bedarfsgerechte Kalk- oder Ascheausbringung erfordert einige Vorarbeiten, die im Folgenden kurz skizziert werden:

1. Analyse der Situation

Eine Kalk- oder Ascheausbringung sollte nur auf nachweislich versauerten Standorten mit Nährstoffmängeln ausgebracht werden. Eine vorgängige Bodenanalyse ist deshalb erforderlich. Die auszubringenden Mengen müssten standortsgerecht ermittelt werden, wozu ein einfaches Bilanzmodell eingesetzt werden sollte. Die Zusammensetzung der Kalke (u.a. der geeignete Mg-Anteil) sollte sich danach richten.

2. Kontrolle der Inhaltsstoffe

Asche: Die auszubringende Asche (nur Bettasche) sollte stets analysiert werden, um eine einwandfreie Qualität sicherzustellen.

Kalk: Stichprobenartige Kontrolle der Zusammensetzung.

3. Vorbereitung/Konditionierung

Asche: Die Form der Ascheausbringung ist von grosser Bedeutung, da frische, lose Holzasche durch ihre hohe Basizität zu Verbrennungen an empfindlichen Pflanzen führen kann. Es ist daher notwendig, diese mögliche initiale Reaktion zu verhindern oder zu verlangsamen. Dies kann durch Carbonatisierung und anschliessende Pelletierung erfolgen. Carbonatisierung bedeutet, dass die Asche eine bestimmte Zeit der natürlichen Atmosphäre ausgesetzt wird, wodurch sich Carbonate bilden, die langsam löslich sind.

4. Ausbringungstechnik

Die Ausbringungstechnik wäre so zu wählen, dass potenzielle Schäden für Insekten und Pflanzen durch Stäube minimiert werden, und dass die zugeführten Substanzen langsam gelöst werden.

Kalk: Ausbringung vorwiegend erdfeuchter Kalke vom Helikopter aus, keine Stäube.

Asche: Ausbringung in granulierter oder pelletierter Form mit Helikopter, was gegenüber der bodengestützten Ausbringung mit Verblasegeräten aus ökologischer Sicht einige Vorteile bieten würde. Diese Ausbringung könnte allerdings auf Akzeptanzprobleme bei der Bevölkerung stossen, weshalb begleitend Kommunikationsmassnahmen zu planen wären.

5. Rechtliche Anpassungen

Kalkausbringung: Prüfung der zu ändernden Regelungen (Änderungen ChemRRV, WaG) für

Anwendungen auf grösserer Waldfläche. Für Versuche auf begrenzter Fläche ist dies nicht erforderlich, da Kalke in der Düngerliste (SR 916.171.1) verzeichnet sind und deshalb mit einer Bewilligung der kantonalen Behörde Versuche auf Waldstandorten durchgeführt werden können.

Ascheausbringung: Prüfung der zu ändernden Regelungen (Änderungen ChemRRV, WaG). Für Versuche mit Asche wäre eine Sondergenehmigung notwendig, da Aschen nicht in der Düngerliste der DüBV (SR 916.171.1) verzeichnet sind und derzeit deshalb nicht genehmigt werden können. Diese Genehmigung könnte vom BLW erteilt werden für wissenschaftliche Zwecke (Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngern, SR 916.171).

Fazit:

Gravierende Nährstoffmängel im gesamten Wurzelraum, sehr niedrige pH-Werte und ungünstige BC/Al-Verhältnisse in der Bodenlösung können die Zufuhr von basischen Stoffen erfordern. Geeignet hierzu sind Kalke und Aschen aus unbelasteten Hölzern.

Waldbauliche Massnahmen wie der Verzicht auf Vollbaumernte und Einbringen tiefwurzelnder Baumarten können den Nährstoffhaushalt positiv beeinflussen und sollten als Option immer geprüft werden.

Auf welchen Standorten welche Massnahmen angebracht sind müsste im Einzelfall aufgrund chemischer Kriterien entschieden werden.

5 Bewertung der dargelegten Möglichkeiten

Die in Kapitel 4 dargelegten Möglichkeiten werden in diesem Kapitel beurteilt. Dazu werden nachfolgende Kriterien verwendet:

- *Umweltwirkung*: Mit dem Kriterium Umweltwirkung wird die langfristige Wirksamkeit und Relevanz einer Massnahme im Hinblick auf die Reduktion der Versauerung und Nährstoffverarmung von Waldböden beurteilt. Zudem wird beurteilt, ob die Massnahme problematisch sein könnte wegen negativen Auswirkungen auf die Umwelt.
- *Volkswirtschaftliche Auswirkungen*: Mit dem Kriterium volkswirtschaftliche Auswirkungen werden die Auswirkungen für die Wirtschaft (z.B. Transaktionskosten), einzelne Wirtschaftszweige sowie die Verwaltung (z.B. Verwaltungskosten) beurteilt.
- *Umsetzbarkeit*: Mit dem Kriterium Umsetzbarkeit wird überprüft, inwiefern eine Massnahme umsetzbar ist und welches Potenzial einer Umsetzung beigemessen wird.

In einer Gesamtbetrachtung wird aufgrund der Bewertung der drei Kriterien pro Massnahme eine Priorität abgeleitet.

Die *Umweltwirkung* wird in folgenden Klassen eingestuft:

- hoch
- mittel
- problematisch

Die *volkswirtschaftlichen Auswirkungen* werden in folgenden Klassen eingestuft:

- negativ
- indifferent/gering
- positiv

Die *Umsetzbarkeit* wird in folgenden Klassen eingestuft:

- schwierig
- mittel
- einfach

Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle		
<i>Kriterium</i>	<i>Beurteilung</i>	<i>Begründung</i>
Umweltwirkung	hoch	Durch Massnahmen an der Quelle können Schäden vermieden werden. Es profitieren nicht nur die ganze Waldfläche, sondern auch andere sensitiven Ökosysteme wie etwa artenreiche Wiesen, Hoch- oder Flachmoore.
Volkswirtschaftliche Auswirkungen	Landwirtschaft: negativ Weitere Bereiche: positiv	Negative wirtschaftliche Auswirkungen sind für die Landwirtschaft zu erwarten, da ihr Handlungsspielraum eingeengt werden könnte und allfällige Kosten für technische Massnahmen entstehen. Positive wirtschaftliche Auswirkungen sind zu erwarten in den Bereichen, wo ein tieferer Stickstoffeintrag zu weniger Schäden oder zu weniger Gewinneinbussen führt. Dies ist z.B. in der Waldwirtschaft der Fall
Umsetzbarkeit	mittel	Die gesetzlichen Grundlagen und Zielwerte sind vorhanden (z.B. UZL). Der Vollzug des Umweltrechts durch die Kantone ist effektiver zu gestalten und die möglichen Massnahmen konsequenter umzusetzen.
→ Priorität: hoch		

Waldbauliche Massnahmen		
<i>Kriterium</i>	<i>Beurteilung</i>	<i>Begründung</i>
Umweltwirkung	Mittel	Sind nur auf leicht kritischen Standorten wirkungsvoll, bei denen nur der Oberboden leicht versauert ist, im Unterboden aber noch basenreiche Horizonte anstehen, die für Pflanzen erreichbar sind.
Volkswirtschaftliche Auswirkungen	negativ	Negative wirtschaftliche Auswirkungen sind für die Waldeigentümer zu erwarten, da ihr Handlungsspielraum eingeengt werden könnte. Die Umsetzung von waldbaulichen Massnahmen verursacht zudem Kosten. Andere Wirtschaftsbereiche sind nicht betroffen.
Umsetzbarkeit	mittel	Waldbauliche Massnahmen können bereits heute umgesetzt werden. Einige Wissenslücken sind noch zu schliessen und Finanzierungsmodelle sind noch zu entwickeln
→ Priorität: hoch		

Kalkung		
<i>Kriterium</i>	<i>Beurteilung</i>	<i>Begründung</i>
Umweltwirkung	hoch	Die Kalkung hat die Kapazität, stark versauerte und sanierungsbedürftige Böden zu sanieren.
Volkswirtschaftliche Auswirkungen	positiv	Die Ausbringung von Kalk ist einerseits relativ aufwändig und kostenintensiv. Andererseits können Böden damit saniert werden und langfristige Schäden verhindert werden. Da der Nutzen die Kosten übersteigt, ist die Wirkung insgesamt als positiv zu werten
Umsetzbarkeit	Mittel	Durch breite und langjährige Erfahrung im Ausland ist bei der Umsetzung nicht mit Schwierigkeiten zu rechnen. Pilotversuche sind unter den bestehenden Rechtsgrundlagen möglich. Für eine breitere Anwendung müssten diese angepasst werden.
→ Priorität: hoch		

(Holz-)Ascheausbringung		
<i>Kriterium</i>	<i>Beurteilung</i>	<i>Begründung</i>
Umweltwirkung	problematisch	Die Umweltwirkung der Asche ist teils ähnlich der Kalkung, indem der pH des Bodens erhöht wird. Hingegen weist sie eine höhere Löslichkeit auf, was bei nicht vorbehandelten Aschen problematisch ist. Zudem ist die variierende Schwermetallbelastung von Aschen problematisch.
Volkswirtschaftliche Auswirkungen	negativ	Hoher Kontrollaufwand bezüglich der Aschequalität hat hohe Kosten zur Folge. Die Wirtschaftlichkeit der Massnahme ist dadurch nicht mehr gegeben.
Umsetzbarkeit	schwierig	Die Langzeit-Reaktionen von Böden auf Asche sind noch ungenügend erforscht. Es wären Ausbringungstests notwendig. Zudem lassen die geltenden gesetzlichen Regelungen keine Ascheausbringung im Wald zu. Die Gesetzesgrundlagen müssten geändert werden.
→ Priorität: niedrig		

6 Literaturverzeichnis

- Achermann B., Rihm B., Kurz D. 2005. National Focal Centre Report – Switzerland. In: M. Posch, J. Slootweg, J.-P. Hettelingh (Eds.), European Critical loads and Dynamic Modelling - CCE Status Report 2005. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Report No. 259101016:148-157 http://wge-cce.org/Publications/CCE_Status_Reports
- Aldinger E. 1987. Elementgehalt im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen, Bd. 19.
- Alveteg, M., Sverdrup, H., Kurz, D. 1998. Integrated assessment of soil chemical status. 1. Integration of existing models and derivation of a regional database for Switzerland. Water, Air, and Soil Pollution 105: 1-9.
- Arbeitskreis Standortskartierung. 2003. Forstliche Standortaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (Ed.), IHW-Verlag, Eching bei München, ISBN 3-930167-55-7.
- Augustin, S., Mindrup, M., Meiwes, K.J. 1997. Soil chemistry. In: Hüttl, R.F. und Schaaf, W. (Eds.): Magnesium deficiency in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. ISBN 0-7923-4220-8. S. 255-273.
- Augustin, S., Achermann, B. 2012. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung. Schweiz. Z. Forstwes. 163: 323-330.
- Augusto, L., Bakker, M.R., Meredieu, C. 2008. Wood ash applications to temperate forest ecosystems – potential benefits and drawbacks. Plant and Soil 306: 181-198.
- Block, J., Bopp, O., Butz-Braun, R., Wunn, U. 1996. Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung. Mitteilungen aus der Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 35/96.
- Block, J., Eichhorn, J., Gehrman, J., Kölling, C., Matzner, E., Meiwes, K.J., von Wilpert, K., Wolff, B. 2000. Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II - Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, 167 S.
- Block, J., Meiwes, K.J. 2013. Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann, König, Utermann (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Ergänzungslieferung I/13. VII/13, 50 S.
- Braun, S., Schindler, C., Volz, R., Flückiger, W. 2003. Forest damage by the storm "Lothar" in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. Water, Air, and Soil Pollution 142: 327-340.
- Braun, S., Belyazid, S., Flückiger, W. 2009. Biomassenutzung und Nährstoffentzug - Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung. Zürcher Wald 41: 15-18.
- Braun, S., Thomas, V.F.D., Quiring, R., Flückiger, W. 2010. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. Environmental Pollution 158: 2043-2052.
- Braun, S., Rihm, B. und Flückiger, W. 2012. Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald: Ausmass und Auswirkungen. Schweiz. Z. Forstwes. 163: 355-362.
- Braun, S., Flückiger, W. 2012. Bodenversauerung in den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms. Schweiz. Z. Forstwes. 163: 374-382.
- Braun, S. 2013. Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung. 123 S. Bericht im Auftrag des BAFU, Abt. Wald. <http://www.bafu.admin.ch/wald/>
- Brunner, I., Zimmermann, S., Zingg, A., Blaser, P. 2004. Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification. Plant Soil 267: 61-71.
- Cronan, S.C., Grigal, D.F. 1995. The use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. J. Environ. Qual. 24: 209-226.
- Edelmann, M., Schröder, D. 1987. Kalkdüngung zur Verbesserung des Nährelementgehaltes in Waldböden und zur Verminderung der neuartigen Waldschäden. VDLUFA-Schriftenreihe, 23. Kongressband 1987, 547–558.

EKL. 2005. Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Ed.), Schriftenreihe Umwelt Nr. 384, Bern. 168 S.

EKL. 2014. Ammoniak-Immissionen und Stickstoffeinträge. Bern. 62 S.
http://www.ekl.admin.ch/fileadmin/ekl-dateien/themen/Ammoniak-Immissionen_und_Stickstoffeintraege.pdf

De Vries, W., Reinds, G.J., van der Salm, C., Van Dobben, H., Erisman, J.W., De Zwart, D., Bleeker, A., Draaijers, G.-P.J., Gundersen, P., Vel, E.M., Haussmann, T. 2003. Results on nitrogen impacts in the EC and UN/ECE ICP Forests programme. Environmental Documentation 164, 199-208, BUWAL, Bern.

EEA – European Environmental Agency. 2014. Effects of air pollution on European ecosystems. Past and future exposure of European freshwater and terrestrial habitats to acidifying and eutrophying air pollutants. 38 S. ISBN 978-92-9213-463-1.

Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl. Ulmer-Verlag, Stuttgart, 1095 S.

Etzold, S., Waldner, P., Thimonier A., Schmitt, M., Dobbertin, M. 2013. Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. Forest Ecology and Management 311: 41-55.

Fiedler, H.J., Leube, F., Nebe, W. 1988. Erste Ergebnisse einer Düngung mit MgO-haltigem dolomitischem Kalk zur Minderung von Immissionsschäden in Fichtenbeständen. Forst und Holz 43: 398-400.

FVA. 2000. Bodenschutzkalkung im Wald. Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 5/2000, 13 S.
http://www.fva-bw.de/publikationen/merkblatt/mb_50_2008.pdf

FVA. 2013. Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung im Wald. Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 54/2013, 48 S.
http://www.fva-bw.de/publikationen/merkblatt/mb_54.pdf

Grabherr, W. 1942. Bodenkundlich-nährstoffökologische und pflanzensoziologische Beiträge zur Frage der Waldbodendüngung. Mitt. Aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft 8: 248-278.

Graf-Pannatier, E., Thimonier, A., Schmitt, M., Walthert, L., Waldner, P. 2012. A decade of monitoring at Swiss Long-Term forest ecosystem research (LWF) sites: can we observe trends in atmospheric acid deposition and in soil solution acidity? Environ. Monit. Assess. 174: 3-30.

Grennfelt, P., Thörnelöf, E. 1992. Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, 6.-10. April 1992. Organized by the Nordic Council of Ministers in collaboration with The Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Grennfelt, P. und Thörnelöf, E. (Ed.), 428 S., ISBN 9291201219

Hallenbarter, D., Landolt, W., Bucher, J.B., Schütz, J.P. 2002. Effects of wood ash and liquid fertilization on the nutritional status and growth of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). Forstwiss. Centralbl. 121: 240-249.

Hartmann, F.K., Jahn, G. 1967. Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraums nördlich der Alpen. Gustav Fischer, Stuttgart.

Hildebrand, E.E. 1988. Ionenbilanzen organischer Auflagen nach Neutralsalzdüngung und Kalkung. Forst und Holz 43: 51-56.

Hildebrand, E.E. 1996. Warum müssen wir Waldböden kalken? Agrarforschung in Baden-Württemberg, Bd. 26, Ulmer, Stuttgart, S. 53-65.

Immer, A., Schmidt, W., Meiwes, K.J., Beese, F. 1993. Langzeitwirkungen von Kalkung und Düngung auf den chemischen Zustand im Oberboden, die Humusaufgabe und die Bodenvegetation in einem Fichtenforst. Forstwiss. Centralbl. 112: 334-346.

IIR 2016. Switzerland's Informative Inventory Report 2016 (IIR) - Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. BAFU, Bern.
<http://www.bafu.admin.ch/luft/11017/11024/11592/index.html?lang=de>

Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H., Meiwes, K.J. 2003. Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentr. Wald-ökosysteme, Reihe B, Bd. 69.

- Kaupenjohann, M. 1989. Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Bayreuther Bodenkundl. Berichte Bd. 11.
- Kenk, G., Unfried, F.H., Evers, F.H., Hildebrand, E.E. 1984. Düngung zur Minderung der neuartigen Waldschäden – Auswertungen eines alten Düngungsversuchs zu Fichte im Buntsandstein-Odenwald. Forstwiss. Centralbl. 103: 307-320.
- Khanna, P.K., Rumpf, S., Prenzel, J., Mindrup, M., Meiwes, K.J., Ludwig, B. 2002. Zur Karbonatisierung von Holzasche. In: Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 43: 83-92.
- Kölling, C., Göttlein, A., Rothe, A. 2007. Energieholz nachhaltig nutzen. Biomassenutzung und Nährstoffentzug. LWF aktuell 61, 32-36.
- Kottke, I., Weber, R., Ritter, T., Oberwinkler, F. 1993. Vitality of mycorrhizas and health status of trees on diverse forest stands in West Germany. Hüttl R.F. (Ed.). Forest decline in the Atlantic and Pacific Region. Springer, Berlin, S. 189-201.
- Landolt, W. 2001. Projekt HARWA: Optimale Ernährung und Holzasche-recycling im Wald. 1997-2000. WSL, 2001.
- Mattern, G. 1992. Vergleichende Kompensationskalkung in Rheinland-Pfalz. Auswirkungen der Kalkungsmassnahmen auf die Bodenvegetation (Höhere Pflanzen, Moose) von Fichtenforsten. Mitt. d. Forstl. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz 21/92: 99-111.
- Meinen, C. Hertel, D., Leuschner, C. 2009. Root Growth and Recovery in Temperate Broad-Leaved Forest Stands Differing in Tree Species Diversity. Ecosystems 12: 1103-1116.
- Meiwes, K.J. 1995. Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. Water, Air and Soil Pollution 85: 143-152.
- Mellert, K.H., Göttlein, A. 2012. Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. Europ. J. of Forest Res. 131: 1461-1472.
- Meteotest. 2010. Aktualisierte Stickstoff-Depositionsberechnungen für die Schweiz. Projekt Mapping Critical Levels/Loads. Bern, Bundesamt für Umwelt.
- Meuser, H. 1996. Chemische Bodeneigenschaften und Sickerwasserqualität nach Kalkung. Allg. Forstzeitschr./Der Wald 51: 560-563.
- Moilanen, M., Silfverberg, K., Hokkanen, T.J. 2002. Effects of wood-ash on the tree growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. Forest Ecology and Management 171: 321-338.
- Nebe, W., Ilgen, G., Leube, F., Hofmann, W., Stransky, N., Fiedler, H.J. 1987. Ernährung von Fichtenbeständen bei qualitativ unterschiedlichen Immissionen. Beitr. für die Forstwirtschaft 21: 77-84.
- Nebe, W., Ilgen, G., Gastinger, W. 1989. Immissionsbedingte Ernährungsstörungen in Fichtenbeständen auf Standorten unterschiedlicher Trophie. Beitr. für die Forstwirtschaft 23: 17-25.
- Noger, D., Felber, H., Hasler, P. 1996. Verwertung und Beseitigung von Holzaschen. EMPA, im Auftrag des BUWAL/Eidg. Forstdirektion.
- Quimet, R., Arp, P.A., Watmough, S.A., Aherne, J., Demerchant, I. 2006. Determination and mapping critical loads of acidity and exceedances for upland forest soils in eastern Canada. Water, Air, and Soil Poll. 172: 57-66.
- Puhe, J., Ulrich, B. 2001. Global climate change and human impacts on forest ecosystems. Ecological Studies 143, 592 S., Berlin, Heidelberg, Springer.
- Preuhsler, T. 1984. Beobachtung von Walderkrankungssymptomen auf eine Kalimagnesia-Fichtendüngung in Oberbayern. Allg. Forstzeitschr. 39: 773-774.
- Remund, J., Rihm, B., Huguenin-Landl, B. 2014. Klimadaten für die Waldmodellierung für das 20. und 21. Jahrhundert. Bern, Meteotest. 38 S.
- Remund, J., Rihm, B. 2015. Berechnung und Darstellung klimasensitiver Standorte und Bestände. Meteotest, 47 S.
- Reuss, J.O. 1983. Implications of the calcium-aluminium exchange system for the effect of acid precipitation on soils. J. Environ. Qual. 12: 591-595.
- Rihm, B., Braun, S. 2015. Verknüpfung von Pflanzensoziologie mit flächendeckend verfügbaren Umweltinformationen. In: Braun S. 2015. Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006-2014. Bern, 173 S. <http://www.bafu.admin.ch/wald/>

- Rothe, A., Mellert, K.H. 2004. Effect of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. *Water Air, and Soil Pollution* 156: 337-355.
- Schäffer, J. 2002. Meliorationswirkung und ökosystemare Risiken von Holzascheausbringung auf Waldböden Südwestdeutschlands. In: *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 43: 39-51.
- Schlüter, H. 1966. Untersuchungen über die Auswirkung von Bestandeskalkungen auf die Bodenvegetation in Fichtenforsten. *Die Kulturpflanze* 14: 47-59.
- Schmidt, W. 1993. Der Einfluss von Kalkungsmassnahmen auf die Waldbodenvegetation. *LÖLF-Mitteilungen* 1/93: 40-49.
- Schneider, B.U., Zech, W. 1991. The influence of Mg fertilization on growth and mineral contents of fine roots in *Picea abies* (L.) Karst. Stands at different stages of decline in NE-Bavaria. *Water, Air, and Soil Pollution* 54: 469-476.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Lund University. Reports in Ecology and Environmental Engineering, Report 2:1993, 177 S.
- Stüber, V., Meiwes, K.J., Mindrup, M. 2008. Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. *Forst und Holz* 63: 28-34.
- Stocker, R., Burger, T., Elsener, O., Liechti, T., Portmann-Orlowski, K., Zantop, S. 2002. Die Waldstandorte des Kantons Aargau. Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Wald, Wohlen.
- Talkner, U., Meiwes, K.J., Potočić, N. Seletković, I., Cools, N., De Vos, B., Rautio, P. 2015. Phosphorus nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.) is decreasing in Europe. *Annals of Forest Science* 72: 919-928.
- Thelin, G., Rosengren, U., Callesen, I., Ingerslev, M. 2002. The nutrient status of Norway spruce in pure and in mixed-species stands. *Forest Ecology and Management* 160: 115-125.
- Thimonier, A., Graf Pannatier, E., Schmitt, M., Waldner, P., Schleppe, P., Braun, S. 2012. Dépôts atmosphériques azotés et leurs effets en forêt: un bilan des sites d'observation à long terme. *Schweiz. Z. Forstwes.* 163: 343-354.
- Thimonier, A., Waldner, P., Graf Pannatier, E., Braun, S., Achermann, B., Rihm, B., Augustin, S. 2015. Luftschadstoffe. In: Rigling, A., Schaffer, H.P. (Eds.) *Waldbericht 2015. Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, 144 S.
- Ulrich, B. 1981. Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Zeitschrift Bodenkunde u. Pflanzenernährung* 144: 289-305.
- Ulrich, B. 1986. Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. *Forstwiss. Centralbl.* 105: 421-435.
- Ulrich, B. 1995. Der ökologische Bodenzustand – seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. *Forstarchiv* 66: 117-127.
- UNECE. 1996. Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded, revised version June 1996. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution 142 S., Berlin, Umweltbundesamt.
- UNECE. 2004. Manual on Methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. 202 S. Prepared under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE) by the International Cooperative Programme on Modelling and Mapping.
- Von Wilpert, K. 2005. Waldumbau und Stoffhaushalt. In: v. Teuffel, Baumgarten, Hanewinkel, Konold, Sauter, Spiecker, v. Wilpert (Eds.) *Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. ISBN 3-540-23980-4.
- Von Wilpert, K., Hildebrand E.E., Huth, T. 1993. Ergebnisse des Praxis-Grossdüngungsversuches. Abschlussbericht über die Anfangsaufnahme (1985/86) und die Endaufnahme (1989/90). *Mitt. d. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*. Heft 171.
- Zimmermann, S., Hässig, J., Landolt, W. 2010. Literaturreview Holzasche – Wald. Im Auftrag des BAFU.
http://www.waldwissen.net/wald/boden/wsl_holzrasche_wald/index_DE?dossierurl=http://www.waldwissen.net/dossiers/bfw_holzrasche/index_DE



Grenzwerte für Schwermetalle und organische Schadstoffe in mg/kg, soweit nicht anders bezeichnet. TEQ = Toxizitätsäquivalent; Toxizität eines Stoffes / einer Verbindung in Relation zur Toxizität des hochgiftigen 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-1,4-dioxin = „Seveso-Dioxin“)

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Fluor	Chlor	Quecksilber	PCB	PAK	Benzo-a-pyren	Dioxine, Furane
ChemRRV (GW Recycling-Dünger)	120	1	-	100	30	400	-	-	1		4 g/t		20 ng/l-TEQ
ChemRRV (GW Mineraldünger)		In P-Dü. mit > 1% P: 50 g/t	2000 g/t										
Inertstoffdeponie (TVA)	500	10	500 Cr ^{VI} 0,1	500	500	1000			2	1	25	3	
Reaktordeponie (TVA)	2000	10	1000 Cr ^{VI} 0,5	5000	1000	5000			5	10	250	10	
VBBo (Richtw.) mg/Kg TS Boden, für Böden b. 15% Humus	50	0,8	50	40	50	150	700		0,5				5 ng/l-TEQ (0-20cm)
Grenzwerte für die Asche-Ausbringung BUWAL-Empf. 1996¹⁾ (Wert analog Kompost-GW)	100	3	100	150	90	600			1,0				

Gehalte gemäss verschiedener Ascheanalysen.

Rostasche aus LRV-konformen Anlagen²⁾	10	-	20	210	120	470		770					
Rostasche aus naturb. Holz gr. Feuerungen	14	2	70	138	58	193	20	166			1'513 µg/kg		
Mittelwert Rostaschen³⁾	33	3	62	162	46	400							

¹⁾ Nofer, D., Felber, H., Pletscher, E. 1996. Verwertung und Beseitigung von Holzaschen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 269

²⁾ Lienemann, Vock, Wüest, 2009. Beurteilung der Holzascheanalysen mit mobilen Röntgenfluoreszenz-Spektrometern, Zentralschweizer Umweltfachstellen

³⁾ v. Wilpert, K. 2002. Eckpunkte und wissenschaftliche Begründung eines Holzasche-Kreislaufkonzeptes. In: Holzasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept. Ber. Freibg. Forstl. Forschung 43: 17-27.