



---

# **Opzioni volte a compensare l'acidificazione dei suoli forestali e a migliorare la situazione dei nutrienti nei boschi – Presentazione e valutazione**

---

Rapporto del Consiglio federale in risposta al postulato von Siebenthal (13.4201) «Riutilizzo della cenere nei boschi come misura immediata contro l'acidificazione del suolo»

15 febbraio 2017

# Indice

|   |    |
|---|----|
| SINTESI.....  | 3  |
| PARTE PRIMA: SITUAZIONE DI PARTENZA .....   | 4  |
| 1 Il problema del depauperamento e dell'acidificazione dei suoli forestali .....        | 4  |
| 2 Invito espresso dal postulato von Siebenthal.....                                     | 4  |
| 3 Struttura del rapporto .....  | 4  |
| PARTE SECONDA: DESCRIZIONE DELLA PROBLEMÁTICA .....                                     | 5  |
| 4 Apporto di azoto tollerabile superati sul 95 per cento della superficie boschiva..... | 5  |
| 5 Sviluppo delle emissioni di azoto nel tempo .....                                     | 6  |
| 6 Acidificazione: stato dei suoli forestali.....  | 6  |
| 7 Effetti dei suoli forestali acidificati.....  | 8  |
| 8 Descrizione della problematica - conclusione .....                                    | 8  |
| PARTE TERZA: SOLUZIONI .....  | 9  |
| 9 Possibili misure.....   | 9  |
| 10 Condizioni quadro giuridiche per le possibili misure .....                           | 10 |
| 10.1 Riduzione alla fonte delle emissioni di azoto .....                                | 10 |
| 10.2 Misure selvicolturali .....  | 11 |
| 10.3 Calcitazione e spargimento di cenere (di legno) .....                              | 11 |
| 11 Valutazione e scelta delle possibili misure .....                                    | 11 |
| PARTE QUARTA: CONCLUSIONI .....   | 14 |
| 12 Conseguenze ed effetti delle misure scelte .....                                     | 14 |
| 12.1 Riduzione alla fonte delle emissioni di azoto .....                                | 14 |
| 12.2 Misure selvicolturali .....  | 14 |
| 12.3 Calcitazione .....   | 14 |
| FONTI.....  | 16 |
| APPENDICE.....  | 17 |

## SINTESI

L'apporto eccessivo di inquinanti atmosferici azotati causa l'eutrofizzazione di molti ecosistemi seminaturali e contribuisce all'acidificazione del suolo. Al momento, l'apporto di azoto supera i valori critici al di sopra dei quali sono prevedibili ripercussioni a lungo termine sul 95 per cento della superficie forestale.

L'acidificazione e il depauperamento costituiscono un problema per molti boschi: l'approvvigionamento di nutrienti non è equilibrato e in parte carente, la crescita può risultare ridotta e gli alberi diventano meno resistenti nei confronti di malattie e di influssi meteorologici come siccità e tempeste.

Il presente rapporto descrive la situazione attuale in Svizzera e illustra possibili misure volte a ridurre gli effetti negativi dell'apporto di azoto nel bosco. Vengono inoltre presentate misure finalizzate alla compensazione dell'acidificazione dei suoli forestali già in corso e a migliorare la situazione dei nutrienti nei boschi. Nell'ultima parte del rapporto queste misure vengono valutate e scelte.

La massima priorità è data alla riduzione alla fonte delle emissioni di azoto. Ciò in particolare a causa dell'elevato impatto ambientale e del fatto che tale misura consente di prevenire ulteriori danni (principio di precauzione). Obblighi in tal senso spettano all'agricoltura, responsabile del 66 per cento delle immissioni di inquinanti atmosferici azotati nel bosco, e ai trasporti (22 % delle immissioni). Tuttavia, una rapida riduzione delle emissioni attuali di azoto avrebbe nella maggior parte delle stazioni in ogni caso un effetto molto ritardato, date le notevoli quantità di azoto immesse nei boschi negli ultimi decenni.

Sono pertanto necessarie ulteriori misure al fine di ridurre gli effetti già in corso, ad esempio per compensare la perdita di nutrienti e ridurre i danni. A tal fine sono adatte determinate misure selvicolturali e la calcitazione dei suoli forestali.

Misure selvicolturali volte a compensare l'acidificazione e a migliorare la situazione dei nutrienti dei suoli forestali sono efficaci in stazioni con una situazione leggermente critica, presso le quali è leggermente acidificato soltanto lo strato superiore del suolo, ma nel sottosuolo vi sono ancora ad esempio strati ricchi di nutrienti che le piante possono raggiungere. Scegliendo specie arboree con radici profonde è possibile valorizzare questi preziosi strati profondi e ridurre le ripercussioni sugli alberi. Tali misure selvicolturali hanno però effetti soltanto a lungo termine (processi di crescita lenti) e devono essere adottate in modo mirato presso le stazioni adatte.

In confronto, la calcitazione dei suoli forestali ha un effetto più rapido ed è in grado di migliorare suoli estremamente acidificati e bisognosi di risanamento. Altri Paesi (ad es. la Germania) contano una vasta esperienza pluriennale a tale proposito. Per testarne l'applicabilità in Svizzera sono previsti progetti pilota mirati.

A causa della composizione e delle proprietà chimiche della cenere di legno, il suo spargimento – richiesto dal postulante e valutato nel rapporto – potrebbe eventualmente essere preso in considerazione previo trattamento, presso alcune particolari stazioni bisognose di risanamento (ad es. in stazioni molto secche che necessitano di un apporto di fosforo e potassio). Dal punto di vista giuridico, la cenere è un rifiuto e deve essere smaltita secondo la legislazione in vigore, in quanto anche le ceneri di legno non trattato spesso sono inquinate con corpi estranei o metalli pesanti che potrebbero accumularsi nel suolo forestale. Per prevenire tale rischio, in caso di spargimento nel bosco dovrebbero essere eseguiti controlli molto dispendiosi. Considerati detti svantaggi e il prevedibile elevato onere connesso all'applicazione, lo spargimento di cenere di legno nel bosco viene sconsigliato.

## PARTE PRIMA: SITUAZIONE DI PARTENZA

### **1 Il problema del depauperamento e dell'acidificazione dei suoli forestali**

L'apporto eccessivo di inquinanti atmosferici azotati causa l'eutrofizzazione di molti ecosistemi seminaturali e contribuisce alla loro acidificazione. Tra gli ecosistemi sensibili figurano, oltre ai boschi, anche i prati, le torbiere alte e le paludi, tutti ricchi di specie. L'acidificazione e il conseguente depauperamento costituiscono un problema per molti boschi. Diverse stazioni forestali presentano carenze, in particolare di fosforo e potassio. I boschi interessati presentano carenze come la perdita di massa fogliare o di aghi oppure una crescita ridotta. Sono inoltre meno resistenti nei confronti di malattie e degli influssi meteorologici come la siccità e le tempeste.

La principale causa di tali sviluppi è l'elevato apporto di azoto, in quanto i valori massimi tollerati (critical loads, carichi critici) vengono superati su ampia scala. Sul totale di inquinanti atmosferici azotati immessi nel bosco, oggi il 66 per cento è generato dall'agricoltura, il 22 per cento dai trasporti, l'8 per cento dall'industria e dall'artigianato e il 4 per cento dalle economie domestiche (UFAM, 2014).

Un ulteriore svantaggio per l'approvvigionamento di nutrienti è costituito dall'utilizzo sempre più frequente di alberi interi: per motivi di efficienza sempre più spesso vengono adottate procedure di raccolta del legname (disboscatrice) che prevedono l'utilizzo di alberi interi (utilizzazione per albero intero). Si tratta di una tendenza che potrebbe persistere anche in futuro. Queste procedure vengono spesso impiegate per l'utilizzo del legno da energia, in netto aumento dall'inizio del millennio, al fine di sfruttare anche i rami più sottili, la corteccia, le ramaglie e il fogliame. Ne può conseguire un prelievo di nutrienti dal bosco, il quale non può essere compensato dall'apporto naturale di nutrienti proveniente dall'alterazione superficiale delle rocce causata da processi chimici e termici nel suolo.

### **2 Invito espresso dal postulato von Siebenthal**

Con il postulato 13.4201 «Riutilizzo della cenere nei boschi come misura immediata contro l'acidificazione del suolo» di Erich von Siebenthal del 12 dicembre 2013, il Consiglio federale è stato invitato a valutare e presentare in un rapporto le modifiche di legge necessarie per consentire il riutilizzo nel boschi della cenere prodotta dai sistemi di riscaldamento che impiegano legno non trattato.

Nel suo parere del 12 febbraio 2014, il Consiglio federale constata che nella Politica forestale 2020 della Confederazione (FF 2011 7753) vengono individuate le sfide nell'ambito dell'acidificazione del suolo forestale e della scarsità di nutrienti. La Politica forestale 2020 prevede che venga esaminato il bilancio dei nutrienti nel bosco e determinata l'entità delle possibili minacce. Saranno inoltre esaminate misure finalizzate alla prevenzione e alla compensazione della perdita di nutrienti.

Il Consiglio federale ha proposto di accogliere il postulato e si è espresso a favore dell'elaborazione di un rapporto che illustri e valuti tutte le opzioni volte a compensare l'acidificazione dei suoli forestali e a migliorare la situazione dei nutrienti nei boschi. Il Consiglio nazionale ha trasmesso il postulato il 21 marzo 2014, incaricando il Consiglio federale di elaborare detto rapporto.

### **3 Struttura del rapporto**

Il rapporto si compone di una parte politica e di una parte scientifica. La prima è suddivisa in quattro capitoli (Situazione di partenza, Descrizione della problematica, Soluzioni e Conclusioni). La seconda (soltanto in tedesco) viene presentata nell'allegato e costituisce la base per la parte politica.

## PARTE SECONDA: DESCRIZIONE DELLA PROBLEMÁTICA

### 4 Apporto di azoto tollerabile superati sul 95 per cento della superficie boschiva

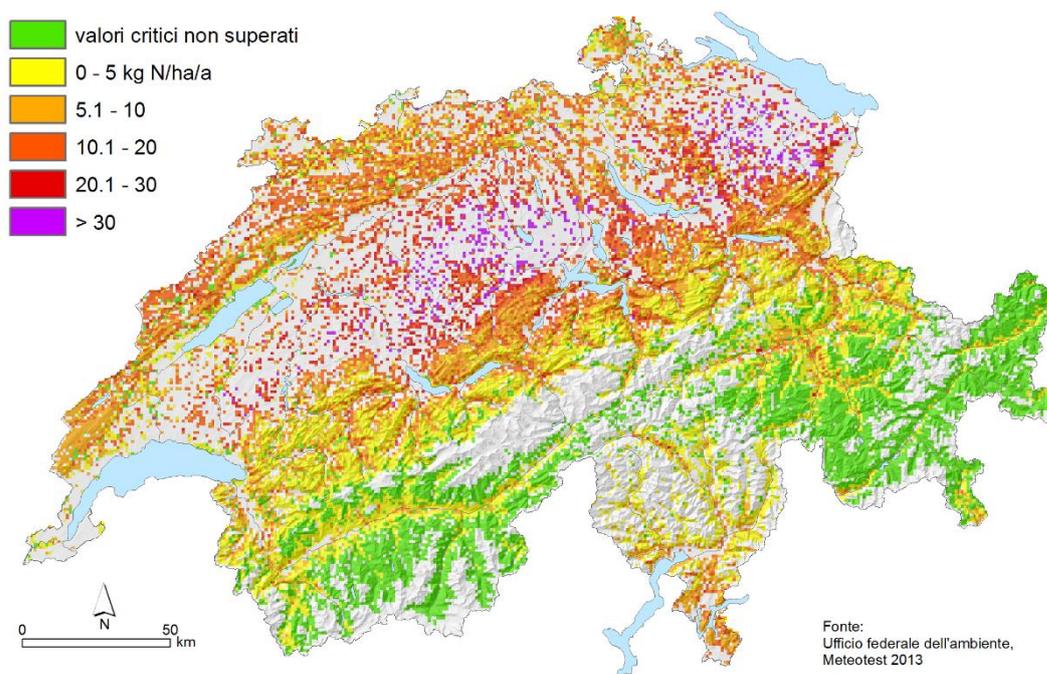
Il ciclo naturale dell'azoto nei boschi viene compromesso in particolare da immissioni supplementari provenienti da agricoltura, trasporti e industria. La concimazione e l'allevamento intensivo immettono notevoli quantità di azoto nell'ambiente, che vengono trasportate via aria e via acqua e diffuse in tutti gli ecosistemi. Nei secoli scorsi ciò ha fatto sì che l'apporto di azoto negli ecosistemi seminaturali superasse ampiamente i valori critici. I suoli si acidificano e si impoveriscono di nutrienti se l'apporto di depositi acidificanti è superiore alla neutralizzazione attraverso l'azione degli agenti atmosferici sui minerali presenti nel suolo. In Svizzera l'85 per cento dell'apporto acidificante proviene dall'azoto.

Per determinare se possa ancora essere tollerato l'apporto di composti acidificanti ed eutrofizzanti, nel quadro della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza (CLRTAP) dell'UNECE è stato sviluppato il concetto di «carico critico» (critical load). Si tratta di un valore massimo tollerabile che viene calcolato in modo specifico in funzione della stazione forestale. Se i valori critici vengono superati, sono prevedibili effetti negativi a lungo termine sulla struttura e sulla funzionalità degli ecosistemi.

La cartina di cui alla figura 1 illustra il superamento dei carichi critici in materia di immissioni di azoto nei boschi e negli ecosistemi seminaturali: il 95 per cento della superficie boschiva è interessato da un apporto di azoto superiore a tali carichi.

In determinate zone dell'Altipiano e del Ticino i carichi critici vengono superati di oltre 30 kg di azoto per ettaro all'anno.

Nella figura 1 sono chiaramente riconoscibili le regioni con forti concentrazioni di animali da reddito (Svizzera centrale, Svizzera orientale, Cantoni di Berna e Friburgo), in quanto l'allevamento di bestiame è una delle cause principali dell'apporto di azoto. Circa due terzi dell'apporto di azoto che giunge nei boschi via aria provengono dall'agricoltura. In Svizzera, le emissioni di azoto per ettaro di superficie agricola utile (sotto forma di ammoniaca, NH<sub>3</sub>) ammontano a quasi 40 kg. Nel confronto internazionale si tratta del terzo valore più elevato dopo i Paesi Bassi e il Belgio. I valori elevati in Ticino, invece, sono perlopiù da ricondurre ai cospicui quantitativi di inquinanti atmosferici azotati provenienti dall'estero (Italia).

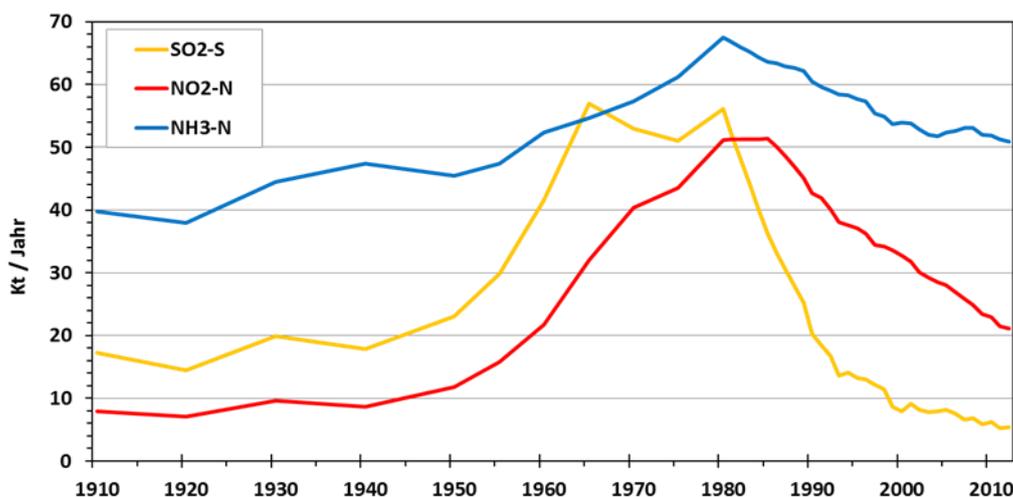


**Figura 1:** superamento dei carichi critici concernenti l'apporto di azoto, 2010 (CFIAR 2014). Sono rappresentati tutti gli ecosistemi, ovvero i boschi, i prati seminaturali e le paludi.

## 5 Sviluppo delle emissioni di azoto nel tempo

Dopo aver raggiunto un picco massimo a metà degli anni Ottanta, le emissioni di azoto hanno subito un leggero calo (cfr. figura 2), reso possibile da un miglioramento tecnologico in particolare nell'ambito dei composti azotati ossidati provenienti dal traffico stradale e da altri processi di combustione. Le emissioni di azoto ridotto di origine agricola hanno però registrato un calo minimo, e dal 2000 stagnano a un livello elevato pari a circa 50 000 tonnellate all'anno.

Stando ai calcoli dell'Agenzia europea dell'ambiente, in Svizzera nel 2030 il 66 per cento della superficie (tutti i tipi, non soltanto i boschi) presenterà ancora rischi per quanto riguarda l'apporto di azoto, anche se venissero adottate le misure di riduzione dei depositi previste dal Protocollo di Göteborg<sup>1</sup> (EEA 2014). Anche in futuro la Svizzera dovrà pertanto far fronte a un apporto di azoto (troppo) elevato.



**Figura 2:** emissioni di diossido d'azoto (NO<sub>2</sub>), diossidi di zolfo (SO<sub>2</sub>) e ammoniaca (NH<sub>3</sub>) in Svizzera dal 1910 al 2012, in chilotonnellate S/anno e in chilotonnellate N/anno (Augustin e Achermann 2012, attualizzato).

## 6 Acidificazione: stato dei suoli forestali

Se l'apporto di composti acidificanti (azoto reattivo, composti solforosi) è superiore alla capacità tampone dei suoli, i suoli forestali diventano più acidi. L'acidificazione viene valutata sulla base di diversi parametri nella soluzione (cfr. allegato) e nella fase solida del suolo.

La saturazione basica<sup>2</sup> è una misura fondamentale per valutare lo stato del suolo per quanto concerne l'acidificazione. È il risultato di diversi fattori derivanti dalla geologia, dall'utilizzo del suolo fatto in passato e dall'apporto di depositi acidificanti.

Se la saturazione basica del suolo è inferiore al 40 per cento, sono prevedibili ripercussioni per l'ecosistema «bosco» (per la spiegazione scientifica, cfr. allegato).

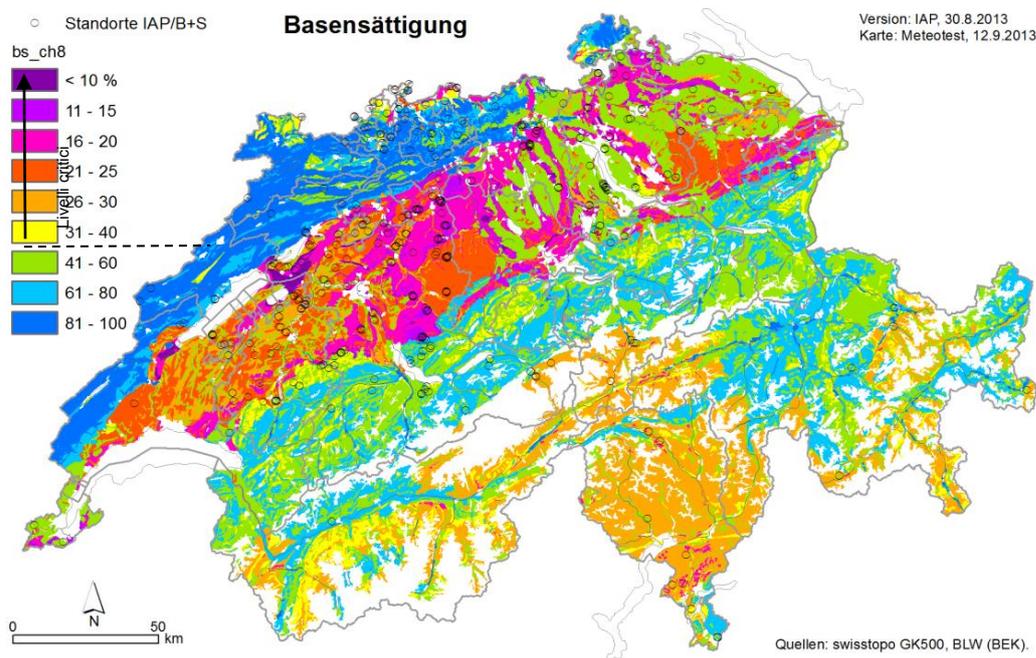
A causa di rocce madre povere di nutrienti esistono anche suoli naturalmente più acidi, ad esempio quelli derivanti da rocce granitiche. Anche suoli di questo tipo in natura non presentano comunque una saturazione basica inferiore al 40 per cento (cfr. cap. 2.1 dell'allegato). Tali suoli poveri di nutrienti subiscono però un'acidificazione più rapida a causa dell'apporto via aria, in quanto data l'alterazione ridotta delle rocce causata da processi chimici e termici hanno poche possibilità di far fronte all'acidificazione dovuta agli inquinanti atmosferici.

La saturazione basica della rizosfera dei suoli forestali può essere stimata e rappresentata in immagine per tutta la Svizzera (cfr. figura 3). Dalla figura emerge che in particolare

<sup>1</sup> Göteborg, 1999: Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, il cosiddetto multipollutant/multi-effect-protocollo cui alla Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza (CLRTAP) dell'UNECE del 1979.

<sup>2</sup> Quota di cationi basici rispetto al totale di cationi scambiabili nel suolo.

nell'Altipiano e lungo le Prealpi ampie superfici forestali si trovano nettamente al di sotto del limite critico del 40 per cento (giallo, arancione, rosso, rosa e viola). Sono interessati anche il Ticino e parti dei Cantoni di Uri, dei Grigioni e del Vallese.



**Figura 3:** saturazione basica dei suoli forestali, profondità 0-40 cm, sulla base dei calcoli di Rihm e Braun, 2015. Se la saturazione basica del suolo è inferiore al 40 % (linea tratteggiata nella legenda) sono prevedibili ripercussioni per l'ecosistema «bosco».

Considerando nel loro insieme le superfici forestali la cui rizosfera presenta una saturazione basica inferiore al 40 per cento, si può affermare che è interessato un buon terzo dei suoli forestali svizzeri. Quasi il 30 per cento è valutato come «critico» e l'8 per cento come «molto critico e bisognoso di risanamento» (cfr. tabella 1). Queste superfici comprendono anche quelle naturalmente acide, ovvero povere di basi.

| Saturazione basica in % | Superficie forestale in ha | Superficie forestale in % | Stato / acidificazione              |
|-------------------------|----------------------------|---------------------------|-------------------------------------|
| < 20                    | 82 877                     | 7,7                       | instabile, bisognoso di risanamento |
| 21-40                   | 303 687                    | 28,0                      | critico                             |
| 41-60                   | 297 882                    | 27,6                      | da accettabile a buono              |
| 61-80                   | 228 108                    | 21,0                      | non preoccupante                    |
| 81-100                  | 170 161                    | 15,8                      | non preoccupante                    |
| Totale                  | 1 082 714                  | 100,0                     |                                     |

**Tabella 1:** quota di superficie forestale nelle diverse classi di saturazione basica a una profondità di 0-40 cm, secondo Rihm e Braun, 2015 (modificato). Superficie forestale: dalla statistica della superficie, esclusi gli arbusteti.

## **7 Effetti dei suoli forestali acidificati**

Gli ecosistemi sani e con sufficienti nutrienti sono in grado di equilibrare una determinata quantità di disturbi e di continuare a fornire le proprie prestazioni. Tuttavia, se un ecosistema viene sovraccaricato si hanno effetti negativi e vi è il pericolo che non possa più fornire le proprie prestazioni in modo integrale, o che addirittura possa subire un tracollo. In tal caso, i danni sono perlopiù irreversibili.

Nell'ecosistema «bosco», quando i suoli forestali presentano una saturazione basica inferiore al 40 per cento si osservano in particolare gli effetti negativi seguenti:

- la perdita di vitalità degli alberi a causa della carenza di nutrienti e/o di una nutrizione non equilibrata;
- la riduzione della stabilità degli alberi a causa di una crescita rallentata delle radici;
- il calo della resistenza alla siccità a causa di una crescita rallentata delle radici;
- la crescita rallentata a causa della carenza di nutrienti;
- la perdita di biodiversità a causa di un apporto elevato di azoto (eutrofizzazione).

Questi effetti negativi sul bosco e sulle sue prestazioni sono più o meno marcate a seconda della geologia, della posizione e di altri agenti stressanti. È ciò che dimostrano alcuni studi scientifici (cfr. cap. 2.3 e 2.4 dell'allegato).

## **8 Descrizione della problematica - conclusione**

Dall'analisi della situazione si può trarre la conclusione seguente: l'acidificazione e il depauperamento avvengono quasi ovunque, poiché l'apporto di azoto supera i valori critici sul 95 per cento della superficie forestale.

Le cause principali di questo sviluppo è l'elevato apporto di azoto proveniente da agricoltura (66 %) e trasporti (22 %).

In modo diverso a seconda della stazione (geologia, suolo ecc.), i suoli forestali si impoveriscono di nutrienti e si acidificano. Ne derivano effetti negativi quali la perdita di stabilità e di vitalità, la diminuzione della biodiversità, la riduzione della resistenza alla siccità e altro ancora.

Sono pertanto indispensabili misure alla fonte che consentano di ridurre le emissioni. In seguito all'apporto ancora elevato di azoto, che secondo le previsioni rimarrà tale anche in futuro, e alle ripercussioni a lungo termine dell'apporto risalente al passato, l'adozione di misure per limitare le conseguenze negative diventa necessaria anche nel bosco.

## PARTE TERZA: SOLUZIONI

Secondo il parere del Consiglio federale in risposta al postulato 13.4201 del 4 febbraio 2014 «Riutilizzo della cenere nei boschi come misura immediata contro l'acidificazione del suolo», nel rapporto devono essere illustrate e valutate tutte le opzioni volte a compensare l'acidificazione dei suoli forestali e a migliorare la situazione dei nutrienti nei boschi. Di conseguenza, le misure elencate di seguito non si limitano al riutilizzo della cenere nel bosco come chiesto nel postulato.

### 9 Possibili misure

Per ridurre e compensare l'acidificazione dei suoli forestali e per migliorare la situazione dei nutrienti sono possibili le misure seguenti (per spiegazioni e per una rappresentazione più dettagliata delle singole misure cfr. il rapporto scientifico allegato).

#### a) **Riduzione alla fonte delle emissioni di azoto**

La causa principale dell'acidificazione e del depauperamento del suolo sono le emissioni di azoto provenienti dall'agricoltura e dai trasporti (cfr. cap. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** e **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). È pertanto palese la necessità di ridurre tali emissioni fino a quando non sarà più superato l'apporto massimo tollerabile negli ecosistemi (critical load, cfr. cap. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

#### b) **Misure selvicolturali**

Nell'ambito della gestione del bosco, per contrastare l'acidificazione e il depauperamento del suolo sono note le misure seguenti:

- la riduzione della raccolta di alberi interi (utilizzo integrale di alberi interi) nelle stazioni critiche per ridurre la perdita di nutrienti nel bosco;
- la scelta delle specie arboree:
  - l'incentivazione di specie arboree con radici profonde, in quanto possono trasportare nutrienti dal sottosuolo allo strato superiore del suolo (se nel sottosuolo sono presenti strati più ricchi di nutrienti);
  - la scelta di specie arboree con lettiera leggermente decomponibile (ad es. latifoglie invece di conifere) che favoriscono la vita nel suolo incentivando il mescolamento e il trattamento in profondità nella rizosfera.

#### c) **Calcitazione**

Spargendo calce sul suolo forestale si può ridurre un'acidificazione già in corso e si possono prevenire danni riconducibili all'acidità. La calce consente di creare condizioni favorevoli per la vita nel suolo e per le radici degli alberi. Inoltre viene migliorato l'approvvigionamento di nutrienti e, nel complesso, viene raggiunto un risanamento completo e sostenibile dei suoli forestali acidificati. Non è ipotizzabile sostituire la calce con i concimi in commercio, in quanto contengono anioni mobili come cloruro, solfato o nitrato e hanno quindi effetti collaterali indesiderati.

#### d) **Spargimento di cenere (di legno)**

Lo spargimento di cenere (di legno) si differenzia dalla calcitazione per un tenore più ridotto di calcio e magnesio e per una maggiore rapidità di reazione della cenere non trattata. Ciò significa che se la cenere non viene prima trattata vi possono essere danni per la vita nel suolo. La cenere contiene importanti elementi nutritivi come il fosforo e il potassio, i quali in determinate stazioni (ad es. asciutte e ricche di calcio o povere di fosforo) possono migliorare la nutrizione degli alberi. Generalmente le ceneri contengono però concentrazioni elevate di metalli pesanti. Questo carico di sostanze nocive proveniente dalla cenere di legno è problematico e la garanzia di un'ottima qualità della cenere comporta un dispendio sproporzionato.

## 10 Condizioni quadro giuridiche per le possibili misure

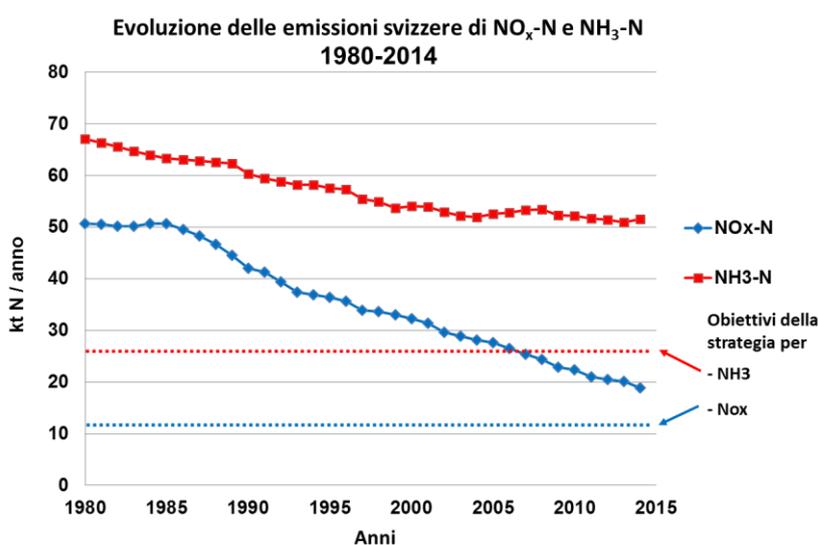
Il presente capitolo illustra le attuali condizioni quadro giuridiche rilevanti ai fini delle possibili misure prese in considerazione nel capitolo precedente.

### 10.1 Riduzione alla fonte delle emissioni di azoto

La **legge sulla protezione dell'ambiente (LPAmb)** obbliga il Consiglio federale a fissare, mediante ordinanza, i valori limite delle immissioni per la valutazione degli effetti dannosi o molesti per quanto concerne l'inquinamento atmosferico (art. 13 cpv. 1 LPAmb). La legge contiene anche un catalogo vincolante di criteri che definiscono come vanno fissati tali valori limite delle immissioni (art. 8, 13 cpv. 2 e 14 LPAmb). In seguito, i valori limite delle immissioni devono essere fissati in modo orientato ai risultati, ovvero ai tenori critici stabiliti per gli ecosistemi sensibili. La determinazione dei valori limite delle immissioni deve pertanto avvenire indipendentemente da riflessioni di natura economica.

L'allegato 7 all'**ordinanza contro l'inquinamento atmosferico (OIA)** contempla i valori limite delle immissioni di inquinanti atmosferici fissati dal Consiglio federale. Per quanto riguarda gli inquinanti atmosferici azotati, l'allegato 7 prevede valori limite soltanto per le immissioni di diossido d'azoto ( $\text{NO}_2$ ). Nell'allegato 7 all'OIA non sono stati fissati valori limite per le immissioni di ammoniaca ( $\text{NH}_3$ ), oggi considerata un inquinante atmosferico altrettanto importante, né per i depositi di azoto che hanno un ruolo fondamentale per la protezione di ecosistemi (semi)naturali sensibili contro l'eutrofizzazione e l'acidificazione. La procedura stabilita per valutare le immissioni eccessive in tali casi è descritta nell'articolo 2 capoverso 5 OIA.

Nel 2008, l'Ufficio federale dell'ambiente (UFAM) e l'Ufficio federale dell'agricoltura (UFAG) hanno elaborato gli **obiettivi ambientali per l'agricoltura (OAA; UFAM, UFAG 2008)**. Illustrano gli obiettivi concreti dell'agricoltura per salvaguardare le basi esistenziali naturali e aver cura del paesaggio rurale. Derivano dalle leggi, ordinanze, trattati internazionali e decreti del Consiglio federale in vigore riguardanti il diritto ambientale. Gli obiettivi ambientali fungono da base per misure orientate agli obiettivi. L'obiettivo ambientale per l'agricoltura nell'ambito degli inquinanti atmosferici azotati (ammoniaca) si situa a 25 000 tonnellate di azoto all'anno (cfr. figura 4).



**Figura 4:** evoluzione delle emissioni svizzere di ossidi di azoto e di ammoniaca dal 1990 al 2014, espressa in  $\text{NO}_x\text{-N}$  e  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Il grafico riporta anche gli obiettivi formulati nella Strategia del Consiglio federale concernente i provvedimenti di igiene dell'aria adottati dalla Confederazione (Strategia federale

di lotta contro l'inquinamento atmosferico, FF 2009 5723; UFAM / IIR 2016), che coincidono con l'obiettivo ambientale generale e con l'OAA.

## 10.2 Misure selvicolturali

Uno degli obiettivi della legge forestale (LFo) è proteggere la foresta come ambiente naturale di vita. L'articolo 20 sancisce che i Cantoni devono tenere conto delle esigenze di una selvicoltura naturalistica. L'articolo 20 LFo conferisce inoltre ai Cantoni la competenza di emanare i principi di gestione, che comprendono tra l'altro misure selvicolturali. I Cantoni possono pertanto emanare prescrizioni di pianificazione e di gestione, anche nell'ambito di misure selvicolturali. Conformemente alla LFo in vigore, la Confederazione non ha alcuna competenza in merito. Per un eventuale indennizzo per la limitazione dell'utilizzo di alberi interi presso stazioni critiche non esiste alcuna base giuridica.

## 10.3 Calcitazione e spargimento di cenere (di legno)

Conformemente all'articolo 7 capoverso 6 LPAmb, la cenere di legno è un rifiuto e il suo smaltimento sottostà alle disposizioni di legge in materia di rifiuti.

L'articolo 12 dell'ordinanza sui rifiuti (OPSR) stabilisce che i rifiuti devono essere riciclati se il riciclaggio garantisce un minor inquinamento dell'ambiente rispetto ad altri metodi di smaltimento e alla fabbricazione di nuovi prodotti o al reperimento di altri combustibili. Inoltre, il riciclaggio dev'essere effettuato secondo metodi conformi allo stato della tecnica. Secondo il numero 4.4 dell'allegato 5 all'OPSR, le ceneri residue del trattamento termico di legname possono (ma non devono) essere depositati in discariche o compartimenti di tipo D se non superano determinati valori limite.

Di norma, è vietato l'uso in foresta di sostanze pericolose per l'ambiente (come i rifiuti di cui la cenere fa parte). All'articolo 18, la LFo specifica che l'utilizzo eccezionale di sostanze pericolose per l'ambiente è regolato dalla legislazione sulla protezione dell'ambiente. Secondo l'articolo 25 dell'ordinanza sulle foreste (OFo), l'impiego eccezionale di tali sostanze nelle foreste è retto dall'ordinanza sulla riduzione dei rischi inerenti ai prodotti chimici (ORRPChim). Le disposizioni di legge in vigore non consentono uno spargimento *generalizzato* di cenere nel bosco.

L'ORRPChim disciplina anche l'utilizzazione di concimi: secondo il numero 3.3.1 capoverso 5 dell'allegato 2.6 all'ORRPChim, è vietata l'utilizzazione di concimi autorizzati, sia nel bosco che in una striscia larga tre metri lungo il suo margine. Soltanto in via eccezionale e a determinate condizioni l'autorità cantonale competente (secondo l'art. 4 lett. c ORRPChim) può autorizzare l'utilizzazione di concimi autorizzati nel bosco in una striscia larga tre metri lungo il suo margine al di fuori delle zone di protezione delle acque sotterranee, ad esempio su superfici di piccole dimensioni nell'ambito di esperimenti scientifici.

L'autorizzazione dei concimi spetta all'Ufficio federale dell'agricoltura secondo le disposizioni di cui all'ordinanza sulla messa in commercio di concimi (ordinanza sui concimi, OCon; RS 916.171). I concimi autorizzati sono contemplati nell'ordinanza DEFR sul libro dei concimi (OLCon; RS 916.171.1), secondo la quale la calce (ammendante) è un concime autorizzato. Per i prodotti derivanti dalla calce è un'autorizzazione per il singolo prodotto. L'autorizzazione può essere rilasciata a condizione che il prodotto in questione soddisfi i requisiti di cui all'ORRPChim, i quali spesso rappresentano un problema per i prodotti derivanti dalla cenere a causa del loro tenore in metalli pesanti.

Se nel bosco si utilizzano in via eccezionale concimi autorizzati come la calce, secondo l'articolo 21a capoverso 1 OCon devono essere adempiute le esigenze di qualità dell'allegato 2.6 ORRPChim relative ai valori limite per gli inquinanti e i corpi estranei inerti. Per lo spargimento dall'aria, inoltre, occorre un'autorizzazione per l'impiego da parte dell'Ufficio federale dell'aviazione civile (UFAC; art. 4 lett. b ORRPChim).

## 11 Valutazione e scelta delle possibili misure

Nel presente capitolo vengono valutate le possibili misure, sulla base di criteri predefiniti. A partire dalla valutazione viene operata una scelta per sapere quali misure debbano essere adottate.

Per una spiegazione più dettagliata dei criteri di valutazione e per i risultati dettagliati della valutazione si veda l'allegato (cap. 5).

Sono stati utilizzati i criteri di valutazione seguenti:

- l'impatto ambientale è il criterio utilizzato per valutare l'efficacia e la rilevanza di una misura ai fini della riduzione dell'acidificazione e del depauperamento dei suoli forestali;
- l'impatto economico è il criterio utilizzato per valutare gli effetti sull'economia (ad es. i costi di transazione), sulle singole branche economiche nonché sull'amministrazione (ad es. i costi amministrativi);
- la fattibilità è il criterio utilizzato per verificare se una misura è applicabile (ad es. se sono necessari adeguamenti a livello giuridico) e che potenziale avrebbe la sua attuazione.

In un'analisi d'insieme, a partire dalla valutazione dei tre criteri è stata stabilita una priorità per ogni misura. Dovranno essere adottate misure con una priorità alta o molto alta, ma non quelle con una priorità bassa.

| Misura  | Valutazione                   |
|---|-------------------------------|
| Riduzione alla fonte delle emissioni di azoto | priorità alta → adottare      |
| Misure selvicolturali                         | priorità alta → adottare      |
| Calcitazione                                  | priorità alta → adottare      |
| Spargimento di cenere (di legno)              | priorità bassa → non adottare |

**Tabella 2:** valutazione delle possibili misure. Motivazioni: cfr. allegato, cap. 5.

La **riduzione alla fonte delle emissioni di azoto** ha una priorità alta. Ciò in particolare a causa dell'elevato impatto ambientale e del fatto che tale misura consente di prevenire danni. Non ne beneficia soltanto l'intera superficie forestale, bensì anche altri ecosistemi sensibili, come ad esempio prati, torbiere alte e paludi, tutti ricchi di specie. Lo svantaggio della misura è che ha un effetto molto ritardato, poiché i processi biologici e chimici del suolo sono lenti. Inoltre, la misura non ha alcun influsso sui danni già presenti. È prevedibile un impatto economico negativo per l'agricoltura, che si vedrebbe ridotto il margine d'azione. L'applicabilità può essere considerata di medio livello: esistono basi giuridiche e obiettivi (ad es. OAA), ma l'esecuzione del diritto in materia ambientale da parte dei Cantoni deve essere migliorata e le misure in ambito agricolo devono essere adottate in modo coerente (rapporto in risposta al postulato Bertschy 13.4284). Data la priorità alta, deve essere adottata.

Le **misure selvicolturali** hanno un impatto ambientale limitato. Sono adatte soltanto a stazioni con una situazione leggermente critica, presso le quali ad esempio è leggermente acidificato soltanto lo strato superiore del suolo, ma nel sottosuolo vi sono ancora basi che le piante possono raggiungere. Questo potenziale può essere meglio valorizzato scegliendo le specie arboree in modo mirato (specie arboree con radici profonde). Le misure selvicolturali sono applicabili relativamente facilmente, ma anch'esse hanno un effetto ritardato. Sono previsti un impatto economico negativo per i proprietari dei boschi, in quanto il loro margine d'azione verrebbe limitato (ad es. scelta delle specie arboree) come pure oneri maggiori (dovuti ad es. alla limitazione dell'utilizzazione per albero intero). Devono pertanto essere valutate l'introduzione del principio di causalità e le eventuali modifiche legislative correlate. Le misure di competenza della Confederazione devono essere adottate in funzione dei mezzi autorizzati. Data la priorità nel suo insieme alta, queste misure selvicolturali devono continuare a essere perseguite.

La **calcitazione** ha un impatto ambientale molto elevato. È idonea per risanare suoli estremamente acidificati e bisognosi di risanamento. Tuttavia, lo spargimento è relativamente impegnativo e finanziariamente oneroso. Come dimostra la vasta esperienza pluriennale all'estero, l'applicazione non presenta però difficoltà. Le basi giuridiche attuali consentirebbero di realizzare progetti pilota; per un utilizzo più esteso dovrebbero essere adeguate. La misura ha una priorità elevata e deve pertanto essere adottata.

A causa della composizione della **cenere**, il suo **spargimento** potrebbe eventualmente essere preso in considerazione al massimo previo trattamento, presso alcune particolari stazioni bisognose di risanamento (ad es. in stazioni molto secche che necessitano di un apporto di fosforo e potassio). Dal punto di vista giuridico, la cenere è un rifiuto e deve essere smaltita secondo l'OPSR in vigore, in quanto anche le ceneri di legno non trattato spesso sono inquinate con corpi estranei o metalli pesanti che potrebbero accumularsi nel suolo forestale. Per prevenire tale rischio dovrebbero essere eseguiti controlli molto dispendiosi, con costi supplementari e ripercussioni sull'economicità. Considerati detti svantaggi e il prevedibile elevato onere connesso all'applicazione, occorre rinunciare allo spargimento di cenere di legno.

## PARTE QUARTA: CONCLUSIONI

### 12 Conseguenze ed effetti delle misure scelte

#### 12.1 Riduzione alla fonte delle emissioni di azoto

##### Settore agricolo

Nei prossimi anni il considerevole potenziale di riduzione esistente (Heldstab et al. 2013) sul piano strutturale, organizzativo, operativo e tecnico deve essere sfruttato in modo rigoroso per raggiungere il prima possibile il valore auspicato di 25 000 tonnellate di azoto. Indicazioni su strumenti e misure per raggiungere detto obiettivo sono presentati nel rapporto in risposta al postulato «Aggiornamento degli obiettivi per le basi vitali naturali e la produzione efficiente dal profilo delle risorse» (13.4284, Bertschy Kathrin). Come complemento, l'UFAM e l'UFAG pubblicheranno un rapporto congiunto sullo stato degli OAA.

Occorre rinunciare all'introduzione di un valore limite per le immissioni di ammoniaca (NH<sub>3</sub>; proveniente in particolare dall'allevamento di bestiame), come proposto dalla Commissione federale d'igiene dell'aria (CFIAR, 2014).

##### Settore dei trasporti

Nel settore dei trasporti sono definite misure per la riduzione dell'ossido di azoto (Consiglio federale 2009). Da anni, grazie a sviluppi tecnici e inasprimenti periodici delle prescrizioni sui gas di scarico per i veicoli a motore, le emissioni di ossido di azoto sono in netto calo (cfr. cap. 5 e 10.1). Bisogna continuare ad applicare in modo rigoroso queste misure.

#### 12.2 Misure selvicolturali

I proprietari di boschi decidono sugli interventi nei loro boschi. A tal fine devono essere disponibili le informazioni necessarie, anche per quanto concerne le misure selvicolturali volte a contrastare un'acidificazione del suolo. L'UFAM è chiamato a colmare le lacune esistenti nelle conoscenze e a mettere a disposizione le basi decisionali necessarie (ad es. fino a che profondità del suolo le misure selvicolturali sono efficaci oppure quali specie arboree sono più idonee).

Se dovessero servire misure di gestione particolari per le stazioni forestali la cui situazione è critica, devono essere fissati e attuati dai Cantoni, conformemente alla LFo in vigore (art. 20).

L'attuazione di misure selvicolturali volte a ridurre l'acidificazione e la perdita di nutrienti può in parte essere connessa a costi supplementari oppure a mancati ricavi, ad esempio in seguito alla piantagione di specie arboree particolarmente adatte oppure alla rinuncia a un utilizzo integrale (utilizzazione per albero intero). È così possibile che il proprietario del bosco in questione debba farsi carico di costi causati da terzi, ovvero da chi ha generato le emissioni di azoto, come l'agricoltura o i trasporti. Secondo il principio di causalità, applicabile ad esempio in caso di risanamento dei siti inquinati (art. 32d LPAmb), i costi per i provvedimenti necessari al risanamento sono a carico di chi li ha causati. Devono pertanto essere valutate l'introduzione del principio di causalità e le eventuali modifiche legislative correlate.

Le misure di competenza della Confederazione devono essere adottate in funzione dei mezzi autorizzati.

#### 12.3 Calcitazione

L'analisi e la valutazione delle misure possibili dimostrano che la calcitazione è la misura più adatta per risanare i suoli bisognosi di risanamento.

Nel quadro di uno studio di fattibilità deve pertanto essere testato un programma di risanamento dei suoli forestali in questione. Occorre tenere conto in particolare delle situazioni peculiari alle diverse stazioni e delle differenti funzioni forestali. Una base importante è costituita dalle carte differenziate della saturazione basica nello strato superiore del suolo già presenti nei Cantoni di Argovia, Basilea Campagna, Friburgo, Soletta, Turgovia e Zurigo. Per

lo studio di fattibilità occorre avvalersi delle esperienze in parte decennali di altri Paesi (ad es. la Germania).

Nell'ambito dello studio di fattibilità devono anche essere sviluppati strumenti di attuazione che consentano un'applicazione il più estesa possibile (procedure, costi e finanziamento, diritti e doveri, basi informative ecc.). È inoltre necessario valutare gli eventuali adattamenti giuridici (ORRPChim).

Per poter eseguire esperimenti scientifici su superfici ridotte non occorrono adeguamenti sul piano giuridico, in quanto nell'ordinanza sui concimi la calce rientra tra gli ammendanti (cfr. cap. 10.3). Con l'autorizzazione dell'autorità cantonale possono essere effettuati esperimenti presso le stazioni forestali. Per spargimenti dall'aria è indispensabile l'autorizzazione dell'UFAC.

## FONTI

Commissione federale d'igiene dell'aria (CFIAR) 2014: Immissioni di ammoniaca e apporto di azoto. Berna. 62 pagg. (in tedesco e francese).

Consiglio federale (2009). Strategia concernente i provvedimenti di igiene dell'aria adottati dalla Confederazione. FF 2009 5723-5756.

Heldstab J., Leippert F., Biedermann R., Schwank O. (2013). Flussi di azoto in Svizzera nel 2020. Analisi dei flussi di sostanze e sviluppi. Ufficio federale dell'ambiente. Berna. Studi sull'ambiente n. 1309 (in tedesco; è disponibile un riassunto in francese e in italiano).

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

UFAM (2014). Documento di base sulla problematica dell'azoto per l'atmosfera, il suolo, le acque, la biodiversità e il clima (in tedesco e francese).

UFAM e UFAG 2008: Obiettivi ambientali per l'agricoltura. A partire dalle basi giuridiche esistenti. Studi sull'ambiente n. 0820. Ufficio federale dell'ambiente, Berna: 221 pagg. (in tedesco e francese).



## APPENDICE (*solamente in tedesco*) :

### 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).

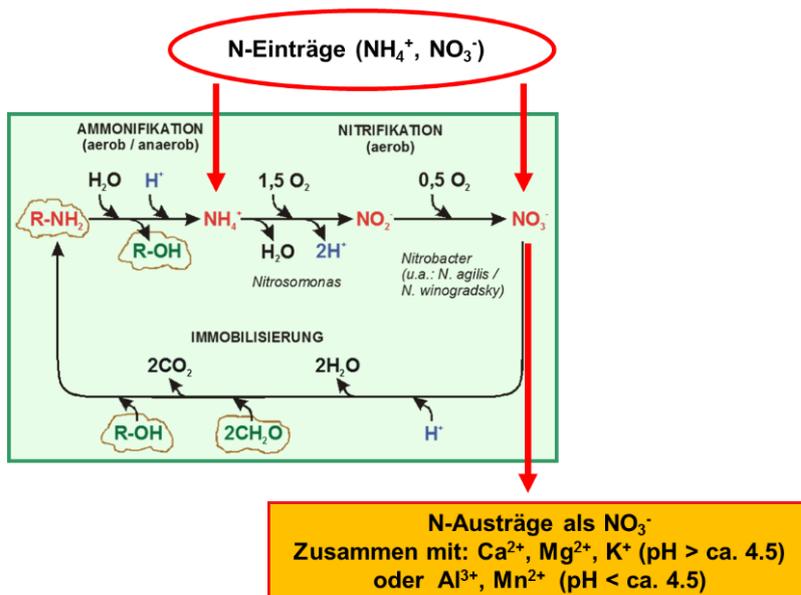
| Baumart  | Erforderliche Basensättigung<br>> als |
|--|---------------------------------------|
| Feldahorn  | 90 %                                  |
| Bergulme, Esche, Winterlinde                             | 70 %                                  |
| Spitzahorn, Kirsche                                      | 60 %                                  |
| Bergahorn Hainbuche                                      | 50 %                                  |
| Buche, Eiche, Tanne, Fichte, Föhre,<br>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 -Konsumption 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-NH<sub>2</sub> = Aminosäuren; H<sup>+</sup> = 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<sub>4</sub><sup>+</sup>) werden im Prozess der Nitrifizierung zu Nitrat, wobei Säure (H<sup>+</sup>) in den Boden abgegeben wird. Das Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) 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<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>), bei pH-Werten unterhalb von ca. pH 4,5 zusammen mit Mangan (Mn<sup>2+</sup>) und Aluminium (Al<sup>3+</sup>). Dies führt zunächst zu Nährstoffverlusten aus dem Boden und bei fortschreitender Versauerung zur Mobilisation von Al<sup>3+</sup> und Mn<sup>2+</sup>. 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“<sup>3</sup>. 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<sub>c</sub> pro ha Wald und Jahr eingetragen (Augustin und Achermann 2012). Demgegenüber stehen Mineralverwitterungsraten von 0,2-1 kmol<sub>c</sub>, bei Böden aus Silikatgestein (Ulrich 1986). Bei Kalkböden kann die Nachlieferung durch die Kalkauflösung bis 2 kmol<sub>c</sub> 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).

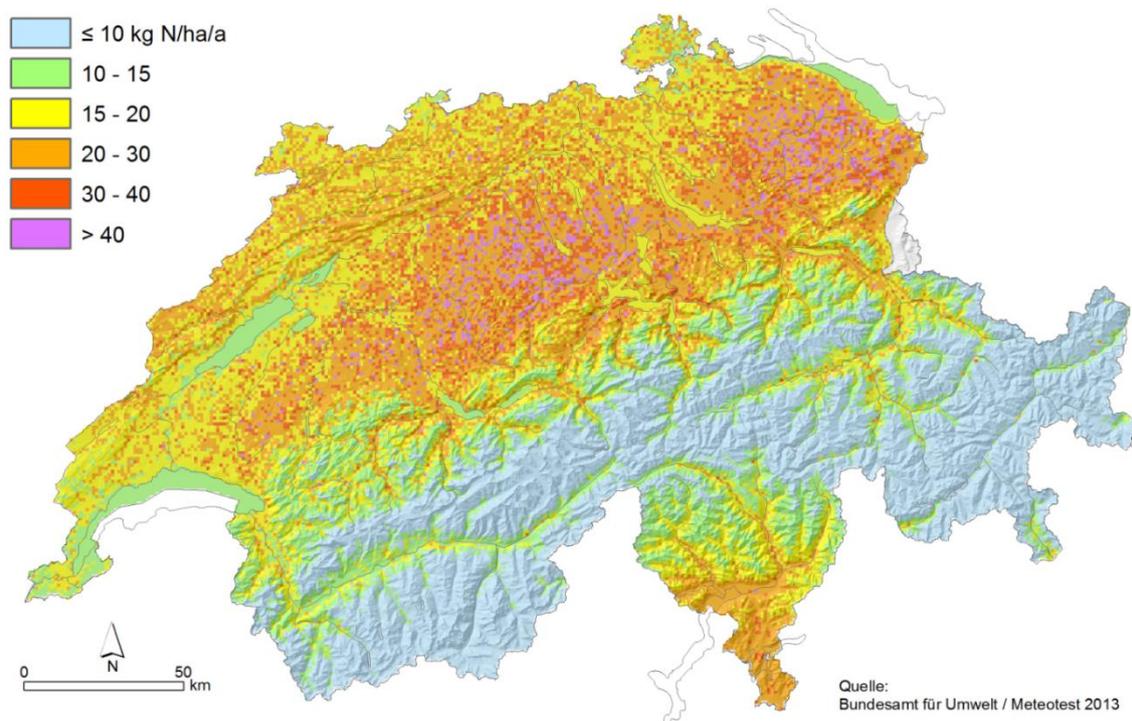
Für die Schweiz ist für viele Flächen des Interkantonalen Dauerbeobachtungsprogramms eine Abnahme der Nährstoffgehalte im Boden für die letzten 25 Jahre belegt (Braun und Flückiger 2012). Schweizweit repräsentative Aussagen gibt es nicht.

## 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).

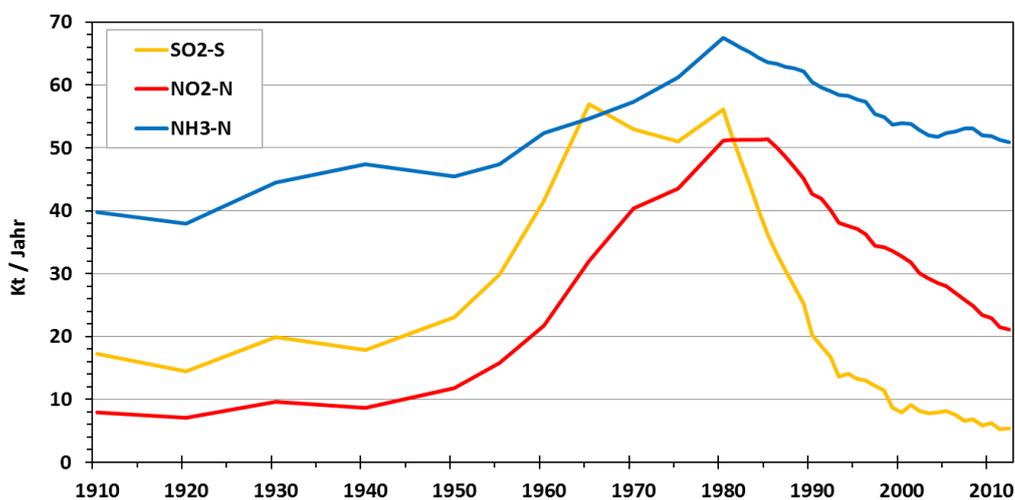
---

<sup>3</sup> 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:** Modellierter Stickstoff-Deposition 2010 (EKL 2014, aktualisiert).

Das Versauerungspotenzial von Stickstoff- und Schwefeleinträgen betrug 2007 für Schweizer Wälder durchschnittlich  $2.0 \text{ kmol}_c^4$ . 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 ( $\text{NO}_2$ ), Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ) und Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) in der Schweiz von 1910 bis 2012, angegeben in Kilotonnen S/Jahr und in Kilotonnen N/Jahr (Augustin und Achermann 2012, aktualisiert).

<sup>4</sup> 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 (NO<sub>2</sub>) 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-Protokoll<sup>5</sup> 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.

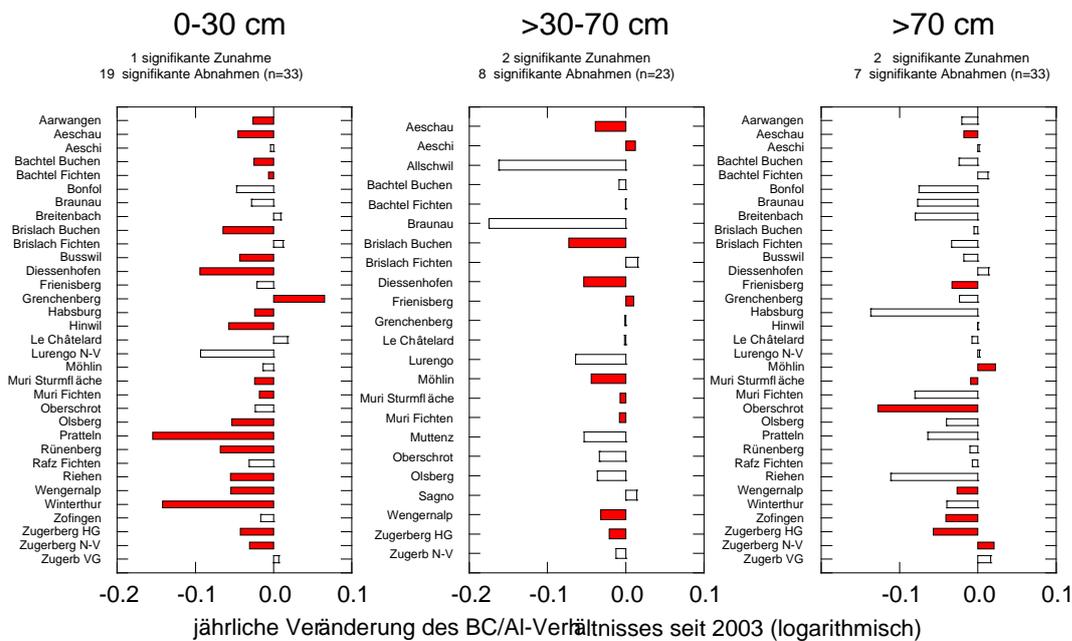
#### **2.3.1 Trends in der Bodenlösungs-Zusammensetzung**

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.

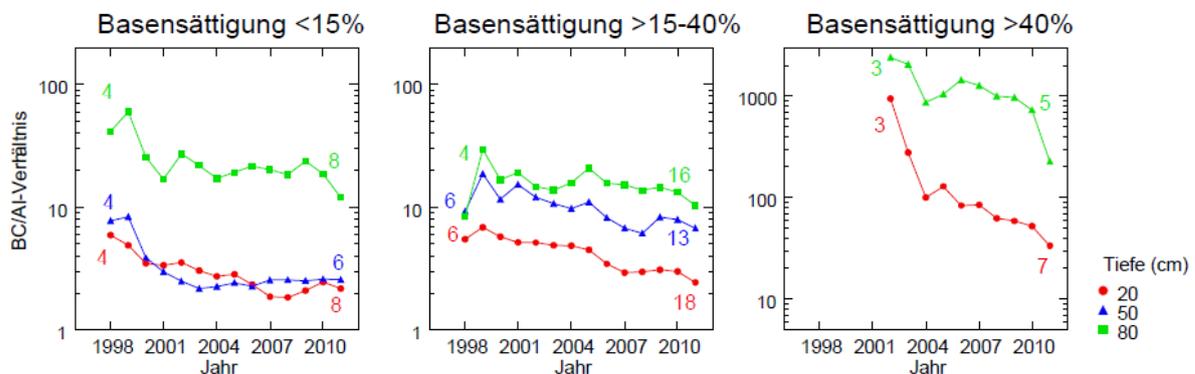
---

<sup>5</sup> 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).

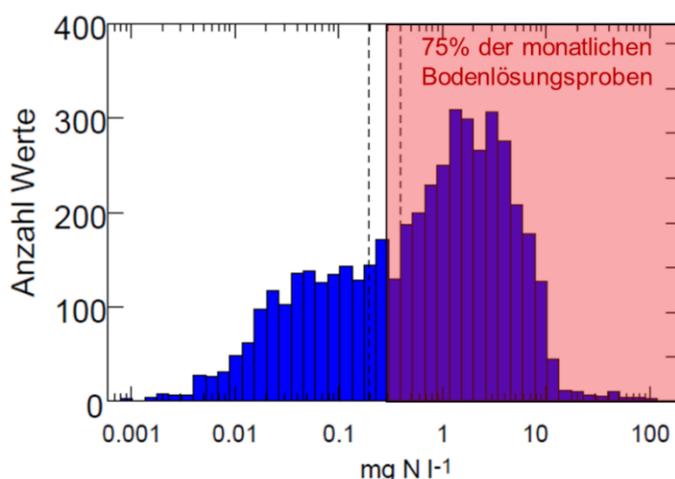
Gruppiert man Böden nach der mittleren Basensättigung ( $\leq 15\%$ ,  $>15-40\%$  und  $>40\%$ , jeweils Oberboden), so zeigt sich in allen drei Klassen in 0-20 cm Tiefe eine deutliche und in 20-50 cm eine mässige Abnahme des BC/Al-Verhältnisses (Abbildung 5). Bemerkenswert ist die markante Abnahme im Unterboden von Böden mit einer Basensättigung  $>40$  Prozent. In sauren Böden mit einer Basensättigung  $\leq 15$  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 Laubbälder. 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.

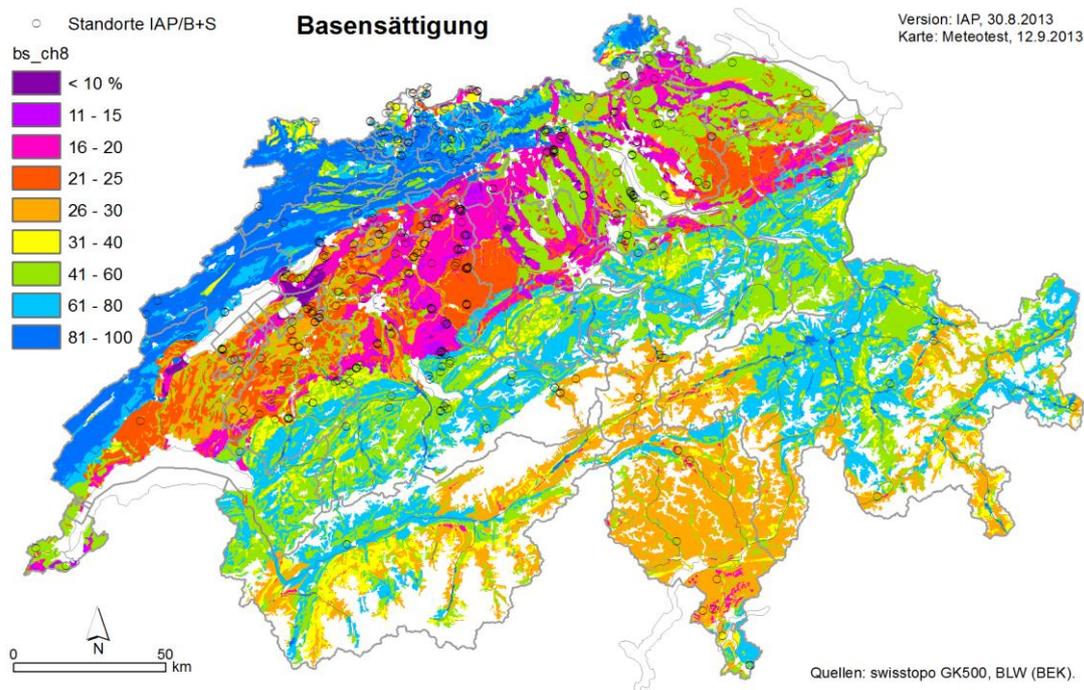


**Abbildung 6:** Häufigkeitsverteilung der Konzentration von anorganischem Stickstoff in der Bodenlösung.  $\text{NO}_3$  und  $\text{NH}_4$  in <70 cm, 2005-2011 (einzelne Monate). Eingezeichnet sind die Grenzwerte für Konzentrationen bezüglich Nährstoffungleichgewichten (UNECE 2004): Koniferen 0,2 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).



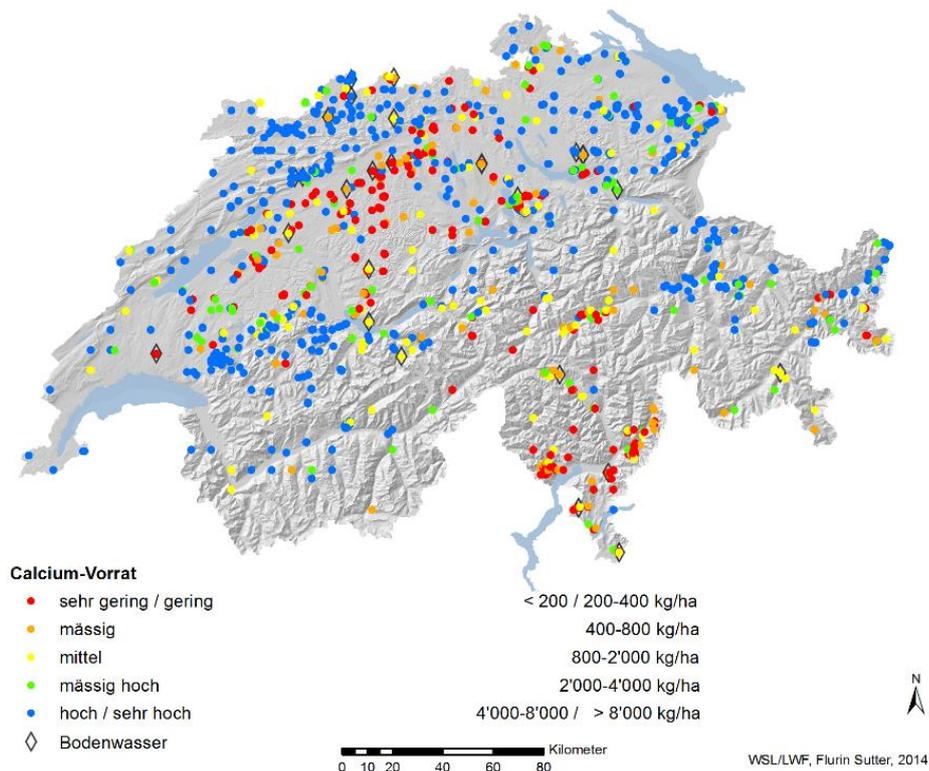
**Abbildung 7:** Basensättigung für Waldböden, 0-40 cm Tiefe, basierend auf Berechnungen von Rihm und Braun, 2015.

| 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            |
| <b>Total</b>        | <b>1'082'714</b> | <b>100.0</b>    |

**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.

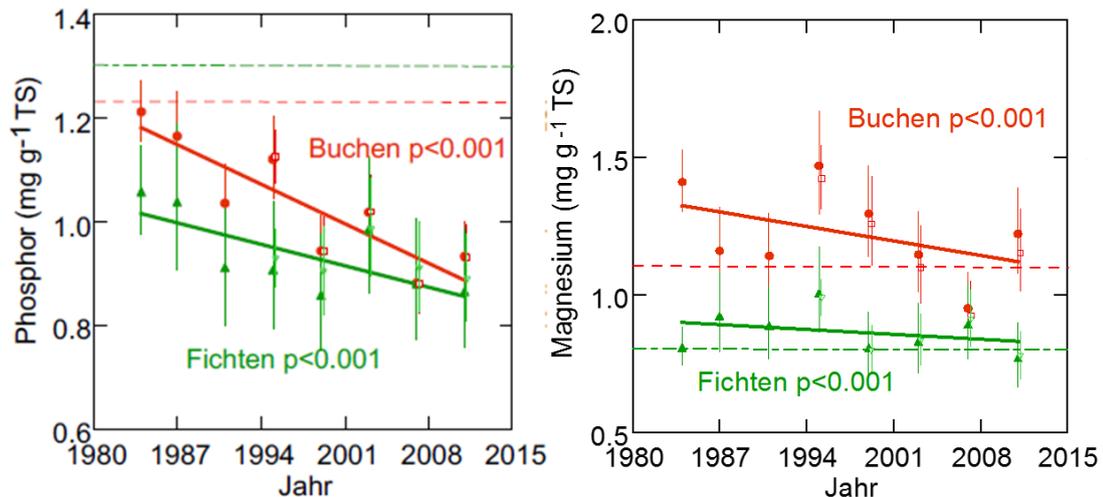
Die Entwicklung der für den Versauerungszustand wichtigen Kenngrösse BC/Al zeigt seit den späten 1990er Jahren abnehmende Tendenzen (Werte vor dieser Zeit fehlen).

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.



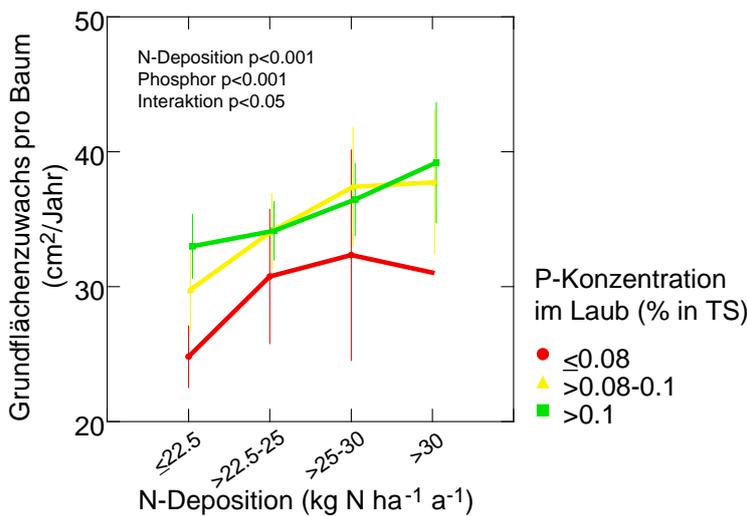
**Abbildung 9:** Phosphor- und Magnesiumversorgung bei Buchen und Fichten. 179 Dauerbeobachtungsflächen, 1984-2011 (Braun et al. 2013). Eingezeichnete Mangelgrenzen (gestrichelte Linien) nach Mellert und Göttlein, 2012.

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.<sup>6</sup>

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).

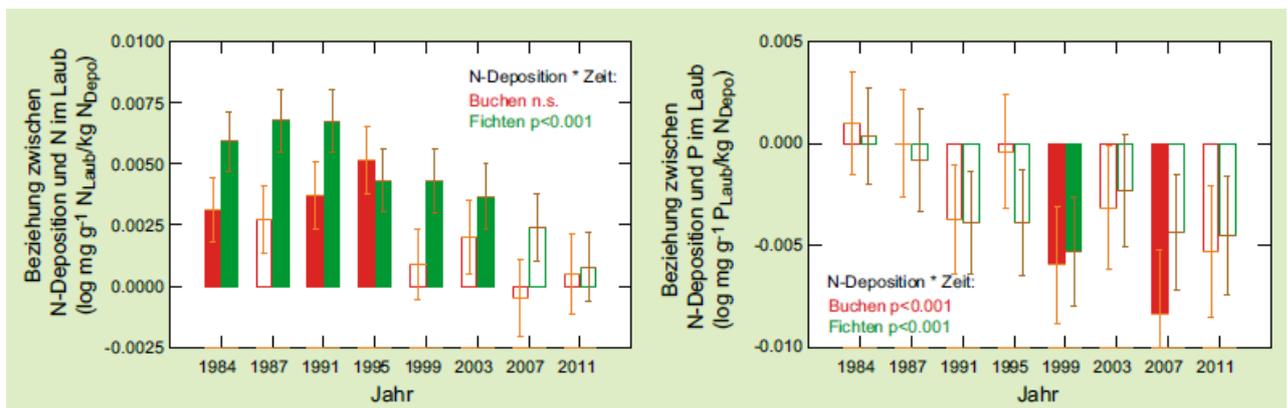
Langzeituntersuchungen des Buchenwachstums auf den Flächen der Interkantonalen Wald-dauerbeobachtung zeigen, dass mit zunehmender N-Deposition das Wachstum der Bäume zwar gesteigert wird, aber nur bei solchen, die noch ausreichend mit Phosphor versorgt sind (Abbildung 10, Braun et al. 2010). Ist der 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.

<sup>6</sup> Derzeit wird europaweit nach den Ursachen gefahndet. Die Schweiz ist daran beteiligt.



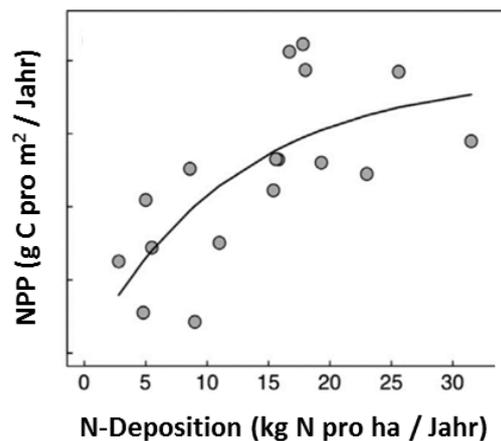
**Abbildung 10:** Beziehung zwischen Grundflächenzuwachs und N-Deposition bei Buchen in Abhängigkeit von der P-Konzentration im Laub (Braun 2013).

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 m<sup>2</sup> 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**

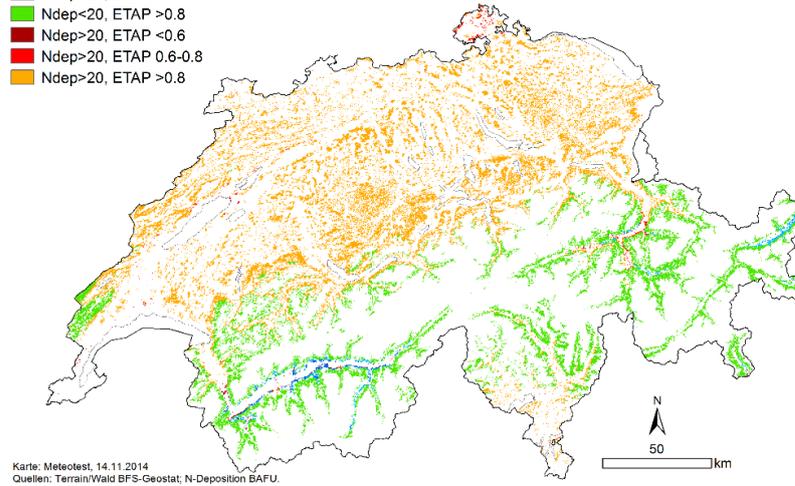
Hohe Stickstoffeinträge führen dazu, dass Pflanzen das verfügbare Wasser schlechter nutzen, die Wassernutzungseffizienz sinkt (Braun et al. 2012, Nilsen 1995). Ein durch Stickstoffeinträge erhöhtes N/P- und N/K-Verhältnis im Laub führte zu vermehrten Totästen. Der Abwurf von Totästen reduziert den Wasserbedarf 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).<sup>7</sup>

<sup>7</sup> 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.

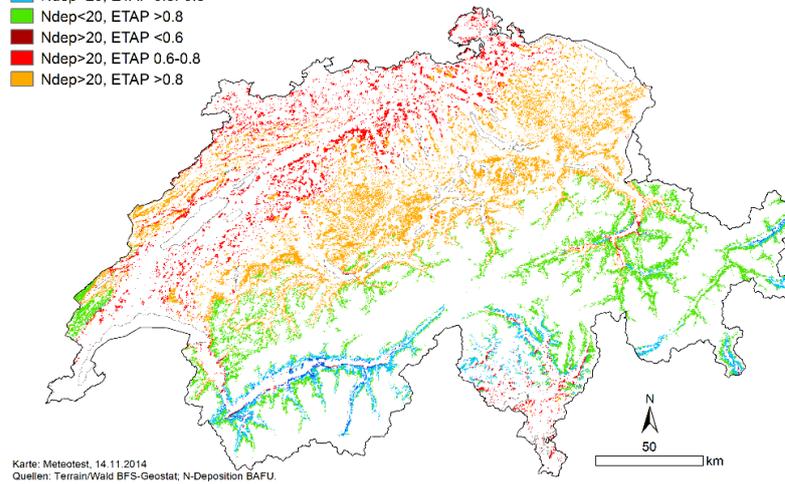
N-Deposition 2010 (kg N/ha/Jahr), ETA/ETP Mittel April-August 1981-2010, Nadelbäume

- Ndep<20, ETAP <0.6
- Ndep<20, ETAP 0.6-0.8
- Ndep<20, ETAP >0.8
- Ndep>20, ETAP <0.6
- Ndep>20, ETAP 0.6-0.8
- Ndep>20, ETAP >0.8



N-Deposition 2010 (kg N/ha/Jahr), ETA/ETP Mittel April-August CLM 2045-2074, Nadelbäume

- Ndep<20, ETAP <0.6
- Ndep<20, ETAP 0.6-0.8
- Ndep<20, ETAP >0.8
- Ndep>20, ETAP <0.6
- Ndep>20, ETAP 0.6-0.8
- Ndep>20, ETAP >0.8



**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.

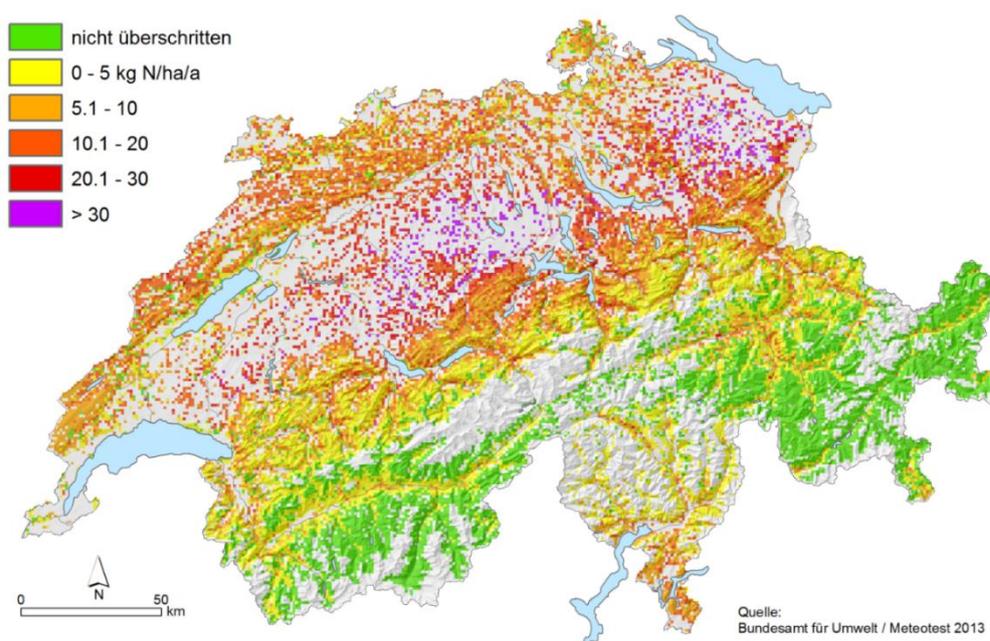
|                                   |         | Waldfläche (ha)  |                  |
|-----------------------------------|---------|------------------|------------------|
| N-Deposition                      | ETa/ETp | Messdaten        | CLM-Modell       |
| Klasse                            | Klasse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

**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

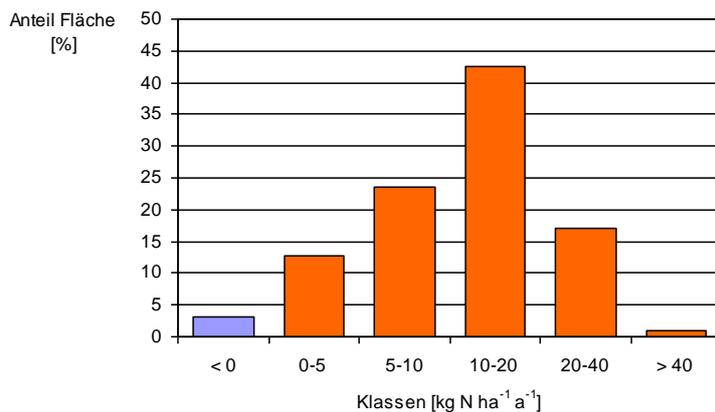
#### 3.1 Bewertung mit international abgestimmten Kennwerten – Critical Loads-Überschreitung

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.

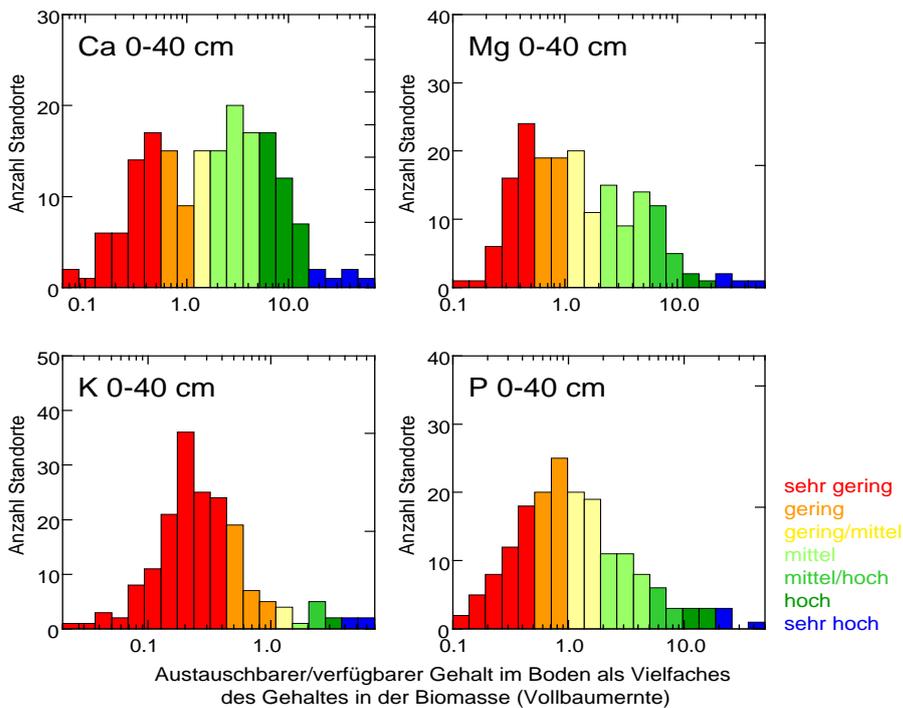


**Abbildung 15:** Häufigkeitsverteilung der Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff bei bewirtschafteten Waldökosystemen in der Schweiz für 2007 (Meteotest 2010).

### 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).

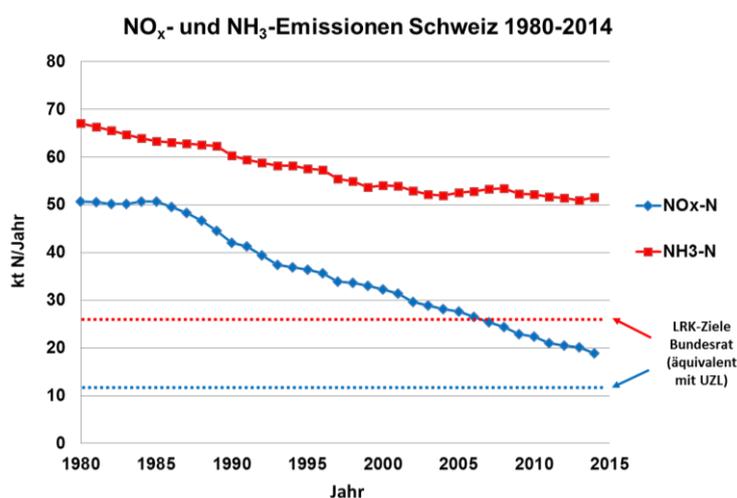
Schliesslich kommen zur **Kompensation von Versauerung** und zur Vermeidung von säurebedingten Schäden folgende Massnahmen in Frage:

- 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  $\text{NH}_3$ -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.

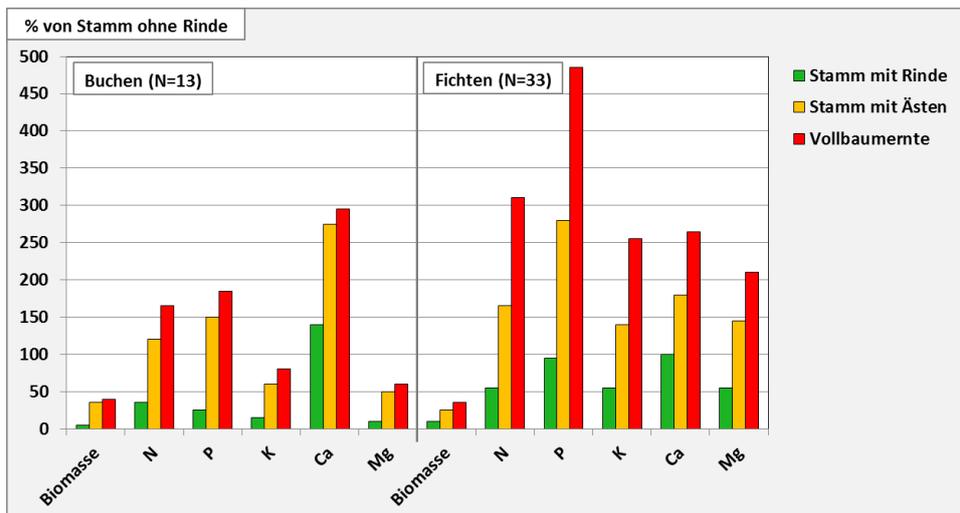
### 4.2.1 Vermeidung von Vollbaumernte

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 erkannt<sup>8</sup>.

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.

---

<sup>8</sup> 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 Weisserte ... 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

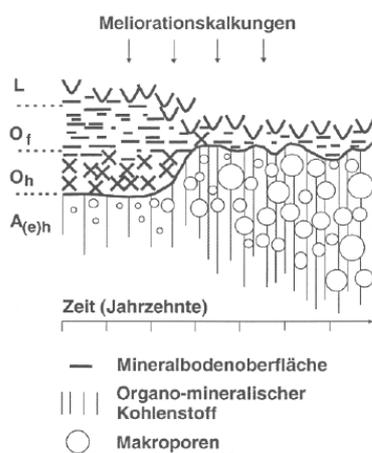
Kalke sind carbonatische Dünger, bei deren Lösung im Boden  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  (bei Dolomiten) gelöst werden und  $\text{HCO}_3^-$  entsteht (Sverdrup und Warfvinge 1987).  $\text{HCO}_3^-$  erhöht die Alkalinität der Bodenlösung und puffert,  $\text{CO}_2$  schliesslich verlässt 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 % ohne Symptome) als auf den Kontrollflächen (23 % 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 im Anhang).

Die Auflösung der Holzaschen hängt von ihrer Zusammensetzung ab. Holzaschen bestehen aus carbonatischen Anteilen ( $\text{CaO}$ ,  $\text{CaCO}_3$ ) aus Calcium-Silikaten und zu geringen Anteilen aus Gips ( $\text{CaSO}_4$ ) (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 dar<sup>9</sup>.

<sup>9</sup> 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

| <b>Reduktion der Stickstoffemissionen an der Quelle</b> |  |  |
|---|--|--|
| <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<br><br>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.<br><br>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.  |
| <b>→ Priorität: hoch</b>                                |  |  |

| <b>Waldbauliche Massnahmen</b>    |                    |  |
|-----------------------------------|--------------------|--|
| <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   |
| <b>→ Priorität: hoch</b>          |                    |  |

| <b>Kalkung</b>                    |                    |   |
|-----------------------------------|--------------------|---|
| <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.                  |
| <b>→ Priorität: hoch</b>          |                    |   |

| <b>(Holz-)Ascheausbringung</b>    |                    |  |
|-----------------------------------|--------------------|--|
| <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.                          |
| <b>→ Priorität: niedrig</b>       |                    |  |

## 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](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 Standortkartierung. 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](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., Hausmann, 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](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](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.
- Ouimet, 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.
- Theelin, 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., Schleppei, 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](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     |
|--|------|-----------------------------|---------------------------|--------|--------|------|-------|-------|-------------|-----|-------------|---------------|---------------------|
| <b>ChemRRV (GW Recycling-Dünger)</b>   | 120  | 1                           | -                         | 100    | 30     | 400  | -     | -     | 1           |     | 4 g/t       |               | 20 ng/l-TEQ         |
| <b>ChemRRV (GW Mineraldünger)</b>  |      | In P-Dü. mit > 1% P: 50 g/t | 2000 g/t                  |        |        |      |       |       |             |     |             |               |                     |
| <b>Inertstoffdeponie (TVA)</b>   | 500  | 10                          | 500 Cr <sup>VI</sup> 0,1  | 500    | 500    | 1000 |       |       | 2           | 1   | 25          | 3             |                     |
| <b>Reaktordeponie (TVA)</b>  | 2000 | 10                          | 1000 Cr <sup>VI</sup> 0,5 | 5000   | 1000   | 5000 |       |       | 5           | 10  | 250         | 10            |                     |
| <b>VBo (Richtw.) mg/Kg TS Boden, für Böden b. 15% Humus</b>  | 50   | 0,8                         | 50                        | 40     | 50     | 150  | 700   |       | 0,5         |     |             |               | 5 ng/l-TEQ (0-20cm) |
| <b>Grenzwerte für die Asche-Ausbringung BUWAL-Empf. 1996<sup>1)</sup> (Wert analog Kompost-GW)</b> | 100  | 3                           | 100                       | 150    | 90     | 600  |       |       | 1,0         |     |             |               |                     |
| <b>Gehalte gemäss verschiedener Ascheanalysen.</b>   |      |                             |                           |        |        |      |       |       |             |     |             |               |                     |
| <b>Rostasche aus LRV-konformen Anlagen<sup>2)</sup></b>  | 10   | -                           | 20                        | 210    | 120    | 470  |       | 770   |             |     |             |               |                     |
| <b>Rostasche aus naturb. Holz gr. Feuerungen</b>   | 14   | 2                           | 70                        | 138    | 58     | 193  | 20    | 166   |             |     | 1'513 µg/kg |               |                     |
| <b>Mittelwert Rostaschen<sup>3)</sup></b>  | 33   | 3                           | 62                        | 162    | 46     | 400  |       |       |             |     |             |               |                     |

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

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

<sup>3)</sup> 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.