Options pour compenser l'acidification des sols forestiers et pour améliorer leur fertilité : présentation et évaluation

Rapport du Conseil fédéral donnant suite au postulat von Siebenthal (13.4201) « Ramener les cendres en forêt pour lutter contre l'acidification des sols »

15 février 2017

257/2006-03107/04/08/11/01/04/O295-1572

Sommaire

RÉSUMÉ 3
PARTIE I CONTEXTE 4
1 Appauvrissement et acidification problématiques des sols forestiers 4
2 Mandat découlant du postulat von Siebenthal 4
3 Structure du rapport 4
PARTIE II EXPOSÉ DU PROBLÈME 5
4 Dépassement sur 95 % de la surface forestière des dépôts d'azote tolérables 5
5 Évolution des émissions d'azote dans le temps 6
6 État d'acidification des sols forestiers 6
7 Conséquences de l'acidification des sols forestiers 8
8 Conclusions de l'exposé du problème 8
PARTIE III SOLUTIONS 9
9 Mesures possibles 9
10 Cadre juridique pour les mesures possibles 10
10.1 Réduction des émissions d'azote à la source 10
10.2 Mesures sylvicoles 11
10.3 Chaulage et épandage de cendres (de bois) 11
11 Évaluation des mesures possibles et sélection 11
PARTIE IV CONCLUSIONS 14
12 Conséquences et effets des mesures choisies 14
12.1 Réduction des émissions d'azote à la source 14
12.2 Mesures sylvicoles 14
12.3 Chaulage 14
SOURCES 16
ANNEXE 17

257/2006-03107/04/08/11/01/04/O295-1572

RÉSUMÉ

Les dépôts excessifs de polluants atmosphériques azotés aboutissent à une surfumure de nombreux écosystèmes naturels et aggravent l'acidification des sols. Aujourd'hui, les charges critiques à partir desquels il faut s'attendre à des conséquences négatives à long terme sont dépassés sur 95 % de la surface forestière.

L'acidification et l'appauvrissement du sol sont un problème dans de nombreuses forêts : ils entraînent des déséquilibres et parfois des insuffisances dans l'approvisionnement en éléments nutritifs, la croissance peut ralentir et les arbres deviennent moins résistants aux maladies et aux intempéries (sécheresse, tempêtes, etc.).

Ce rapport décrit la situation actuelle en Suisse et présente des solutions possibles pour réduire les effets négatifs des apports d'azote en forêt. Il propose également des mesures pour compenser l'acidification des sols forestiers déjà atteints et améliorer la fertilité des forêts. Ces mesures sont évaluées dans la dernière partie du rapport où un choix est ensuite établi.

La réduction des émissions d'azote à la source est une priorité absolue, notamment en raison de son impact très important sur l'environnement, et parce qu'elle permet d'éviter d'autres dégâts (principe de précaution). L'agriculture, responsable de 66 % des apports de polluants atmosphériques azotés en forêt, et les transports (22 %) sont les principaux secteurs concernés. Cependant, même une réduction rapide des émissions azotées ne produirait que très tardivement des effets dans la plupart des stations, en raison des quantités importantes d'azote apportées en forêt au cours des dernières décennies.

C'est pourquoi d'autres mesures sont nécessaires pour compenser des effets actuels tels que les pertes d'éléments nutritifs, et pour diminuer les dégâts. Certaines mesures sylvicoles, ainsi que le chaulage des sols forestiers, sont des solutions appropriées.

Les mesures sylvicoles visant à compenser l'acidification et à améliorer la fertilité des sols forestiers sont efficaces dans les stations peu critiques, par exemple dans celles où la couche supérieure du sol n'est que légèrement acidifiée et la couche sous-jacente présente encore des horizons riches en éléments nutritifs accessibles aux plantes. Le choix d'essences à enracinement profond permet notamment d'atteindre ces précieux horizons plus profonds et de diminuer ainsi la pression subie par les arbres. Cependant, ces mesures sylvicoles ne produisent leurs effets qu'à très long terme (processus de croissance lents). Elles devraient être utilisées de manière ciblée dans des stations appropriées.

Le chaulage de sols forestiers a des effets plus rapides que les mesures sylvicoles et permet d'améliorer des sols très acidifiés qui doivent être assainis. Une longue et vaste expérience a déjà été acquise à l'étranger (p. ex. en Allemagne). Des essais pilotes devront être menés pour tester l'applicabilité de cette méthode en Suisse.

L'épandage de cendres de bois demandé par les auteurs du postulat est également examiné dans ce rapport. En raison de leur composition et de leurs propriétés chimiques, seules des cendres prétraitées pourraient éventuellement entrer en ligne de compte, et uniquement dans quelques stations spécifiques ayant besoin d'être assainies (p. ex. dans des stations très sèches nécessitant un apport de phosphore et de potassium). Les cendres sont des déchets du point de vue juridique et doivent être éliminées conformément à la législation en vigueur, car même celles issues de bois non traité sont souvent polluées par des substances étrangères ou des métaux lourds qui s'accumuleraient dans le sol forestier. Il faudrait alors mener des contrôles très coûteux pour prévenir ce risque. Compte tenu de ces inconvénients et d'une charge d'exécution probablement lourde, l'épandage de cendres de bois en forêt est déconseillé.

257/2006-03107/04/08/11/01/04/O295-1572

PARTIE I CONTEXTE

1 Appauvrissement et acidification problématiques des sols forestiers

Les dépôts excessifs de polluants atmosphériques azotés aboutissent à une surfumure (eutrophisation) de nombreux écosystèmes naturels et aggravent l'acidification des sols. Les forêts, mais aussi les prairies riches en espèces ainsi que les bas-marais et les haut-marais font partie des écosystèmes sensibles. L'acidification et l'appauvrissement qui en résultent sont un problème dans de nombreuses forêts. C'est surtout de phosphore et de potassium que manquent nombre de stations forestières. Les forêts touchées présentent des signes de carence tels que défoliation ou retard de croissance et sont moins résistantes aux maladies et aux intempéries (sécheresse, tempêtes, etc.).

Les principales causes de cette évolution sont les dépôts élevés d'azote, car les charges maximales tolérées (charges critiques) sont dépassées à grande échelle. Sur l'ensemble des dépôts de polluants atmosphériques azotés en forêt, 66 % viennent de l'agriculture, 22 % des transports, 8 % de l'industrie et de l'artisanat et 4 % des ménages (OFEV, 2014).

Une autre évolution défavorable à l'approvisionnement en éléments nutritifs est la récolte par arbres entiers : pour des raisons d'efficacité, la sylviculture recourt de plus en plus souvent à des procédés (abatteuses) permettant de récolter toutes les parties de l'arbre – une tendance qui se maintiendra probablement à l'avenir. Cette technique est fréquemment utilisée dans l'exploitation du bois-énergie, en forte hausse depuis le début des années 2000, car elle permet de récolter aussi les petites branches, les écorces, les brindilles et les feuilles. Mais elle peut conduire à des exportations d'éléments nutritifs que l'altération naturelle des minéraux dans le sol ne peut pas compenser.

2 Mandat découlant du postulat von Siebenthal

Le postulat von Siebenthal 13.4201 du 12 décembre 2013, intitulé « Ramener les cendres en forêt pour lutter contre l'acidification des sols », chargeait le Conseil fédéral d'élaborer un rapport sur les modifications législatives qui seraient nécessaires pour que les cendres propres issues des chauffages utilisant du bois non traité puissent être ramenées en forêt.

Dans son avis du 12 février 2014, le Conseil fédéral constate que la Politique forestière 2020 de la Confédération (FF 2011 8025) reconnaît les défis que représentent l'acidification des sols forestiers et le manque de substances nutritives. La Politique forestière 2020 prévoit d'étudier le degré de fertilité des sols forestiers et de déterminer la gravité des menaces. Elle étudiera aussi des mesures visant à compenser les pertes des valeurs nutritives ainsi qu'à les éviter.

Le Conseil fédéral a proposé d'accepter le postulat et s'est déclaré favorable à l'élaboration d'un rapport qui présente et évalue toutes les options pour compenser l'acidification des sols forestiers et pour améliorer leur fertilité. Le Conseil national a transmis le postulat le 21 mars 2014 et chargé ainsi le Conseil fédéral d'élaborer ledit rapport.

3 Structure du rapport

Le rapport comprend un volet politique et un volet scientifique. Le premier est subdivisé en quatre parties : contexte, exposé du problème, solutions, conclusions. Le second se trouve en annexe et sert de base au volet politique.

257/2006-03107/04/08/11/01/04/O295-1572

PARTIE II EXPOSÉ DU PROBLÈME

4 Dépassement sur 95 % de la surface forestière des dépôts d'azote tolérables

En forêt, le cycle naturel de l'azote est perturbé surtout par les apports supplémentaires d'azote provenant de l'agriculture, des transports et de l'industrie. Ainsi la fumure et l'élevage intensif apportent de grandes quantités d'azote dans l'environnement qui sont transportées par l'air et par l'eau dans tous les écosystèmes. Ce qui explique que, depuis quelques décennies, les dépôts d'azote dans les écosystèmes naturels dépassent très souvent les charges critiques. Si les dépôts acidifiants sont trop élevés pour être neutralisés par l'altération des minéraux dans le sol, ce dernier s'acidifie et s'appauvrit. En Suisse, 85 % des dépôts acidifiants proviennent actuellement des apports d'azote.

Pour déterminer si des dépôts de composés acidifiants ou eutrophisants sont encore tolérables ou non, la notion des « charges critiques » (*critical loads*) a été développée dans le cadre de la Convention CEE-ONU sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. La charge critique est la charge maximale tolérable calculée pour une station donnée. Si elle est dépassée, il faut s'attendre à long terme à des effets négatifs sur la structure et la fonction des écosystèmes.

La carte à la figure 1 montre les dépassements des charges critiques pour les dépôts d'azote dans les forêts et les écosystèmes naturels. On constate qu'elles sont dépassées sur 95 % de la surface forestière.

Dans certaines régions du Plateau et du Tessin, les charges critiques sont dépassées de plus de 30 kg d'azote par hectare et par an.

La figure 1 donne une image évidente des régions à forte densité de bétail (Suisse centrale, Suisse orientale, cantons de Berne et de Fribourg), car l'élevage est une importante source d'azote. Environ 2/3 des dépôts d'azote atmosphérique en forêt proviennent de l'agriculture. En Suisse, les émissions d'azote par hectare de surface agricole utile (sous forme d'ammoniac, NH_3) se montent à près de 40 kg. C'est la troisième valeur la plus élevée d'Europe après les Pays-Bas et la Belgique. En revanche, les valeurs élevées au Tessin sont imputables principalement aux importantes quantités d'azote importées de l'étranger (Italie) par les polluants atmosphériques.

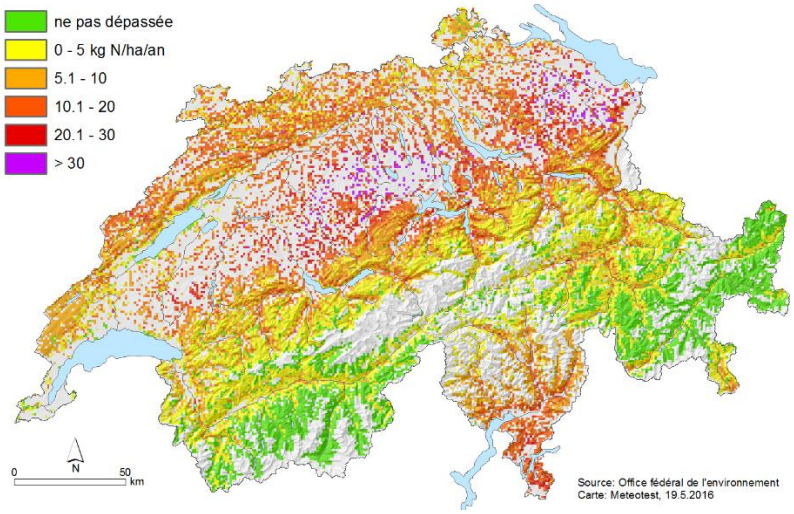


Figure 1 : Dépassement des charges critiques pour les dépôts d'azote, 2010 (CFHA 2014). Tous les écosystèmes sont représentés, à savoir forêts, prairies naturelles, marais.

5 Évolution des émissions d'azote dans le temps

Après un pic au milieu des années 1980, les émissions d'azote ont reculé (voir figure 2). Cette baisse est due aux améliorations technologiques et concerne surtout les oxydes d'azote émis par le trafic routier et d'autres processus de combustion. En revanche, les émissions d'azote réduit provenant de l'agriculture n'ont que légèrement diminué et stagnent depuis l'an 2000 à un niveau élevé (env. 50 000 t par an).

Selon les calculs de l'Agence européenne pour l'environnement, en 2030, 66 % du territoire de la Suisse (superficie totale, pas seulement les forêts) seront encore exposés à des apports excessifs d'azote, même si les mesures de réduction prévues dans le protocole de Göteborg[1] sont appliquées (AEE 2014). Par conséquent, la Suisse doit se préparer à des apports d'azote qui resteront (trop) élevés.

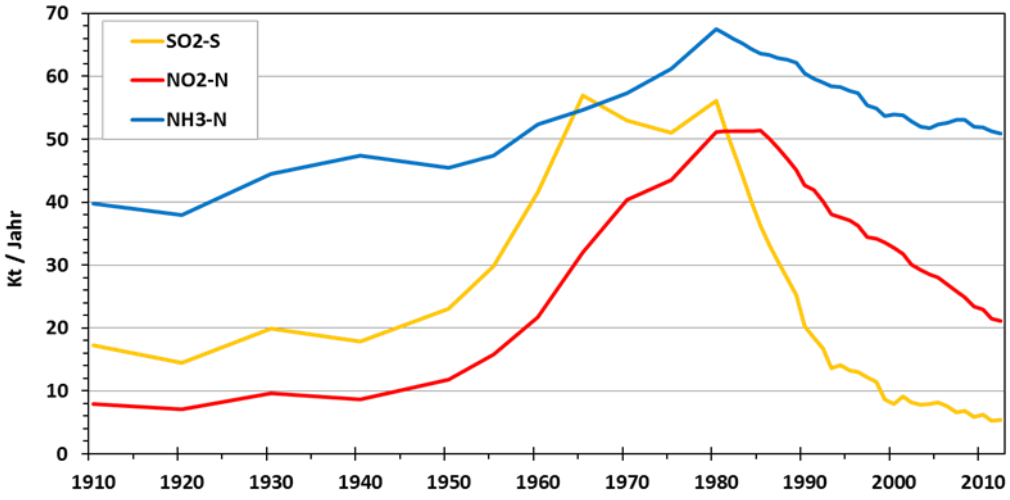


Figure 2 : Émissions d'oxydes d'azote (NO_2), de dioxyde de soufre (SO_2) et d'ammoniac (NH_3) en Suisse de 1910 à 2012, exprimées en kilotonnes de S/an et en kilotonnes de N/an (Augustin et Achermann 2012, actualisé).

6 État d'acidification des sols forestiers

Si les apports de composés acidifiants (azote réactif, composés soufrés) dépassent la capacité tampon des sols, le sol des forêts s'acidifie. L'acidification est évaluée à partir de différents paramètres dans la solution du sol et dans la phase solide du sol (voir annexe).

La saturation en bases[2] est une grandeur déterminante pour évaluer l'état d'acidification du sol. Elle résulte à la fois de la géologie, de l'histoire de l'exploitation et de l'apport de dépôts acidifiants.

Une saturation en bases inférieure à 40 % dans le sol signifie qu'il faut s'attendre à des conséquences négatives pour l'écosystème forestier (voir annexe pour l'évaluation scientifique).

Il existe des sols naturellement acides du fait de leur roche-mère pauvre en éléments nutritifs, comme ceux formés à partir de roches granitiques. Mais à l'état naturel, leur saturation en bases n'est pas non plus inférieure à 40 % (voir point 2.1 en annexe). Cependant, ces sols pauvres en éléments nutritifs s'acidifient plus rapidement sous l'effet des dépôts atmosphériques, car en raison de leurs taux d'altération réduits, ils n'ont que peu de moyen d'empêcher l'acidification par des polluants atmosphériques.

La saturation en bases de l'espace racinaire des sols forestiers peut être évaluée et représentée à l'échelle suisse (voir figure 3). La figure 3 montre que de grandes surfaces forestières sont largement en dessous du seuil critique de 40 %, en particulier sur le Plateau et dans les

[1] Götheborg, 1999 : Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, appelé Protocole multipolluants/multieffets de la Convention CEE-ONU de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP)

[2] Pourcentage de cations basiques par rapport à l'ensemble des cations échangeables dans le sol.

Préalpes (surfaces représentées en jaune, orange, rouge, rose et violet). Le Tessin et certaines parties d'Uri, des Grisons et du Valais sont aussi touchés.

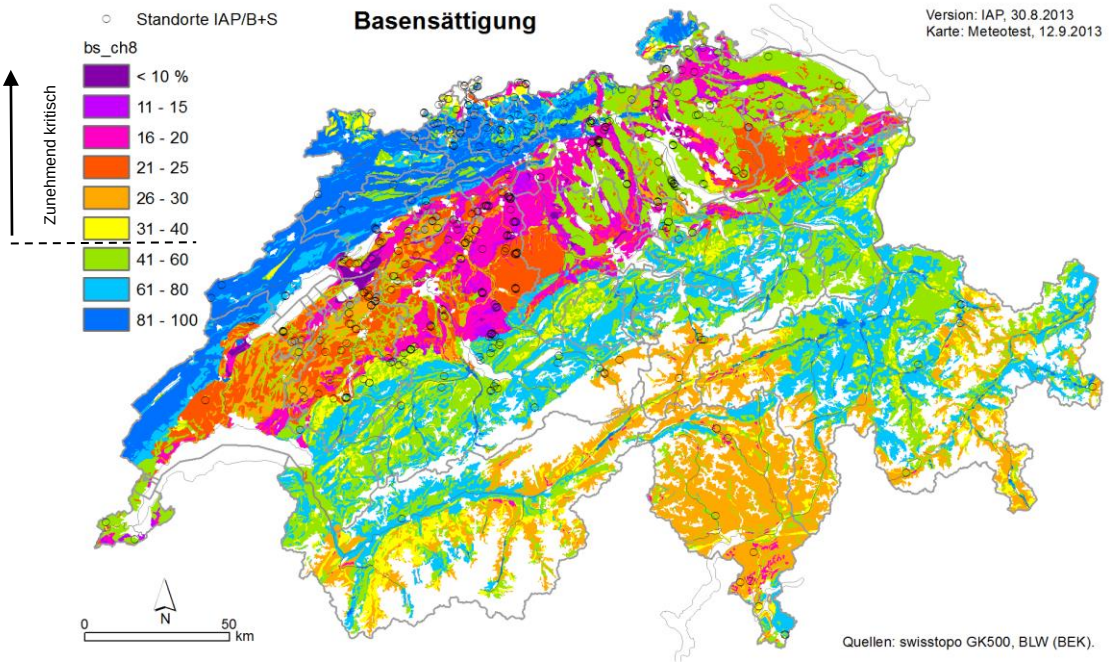


Figure 3 : Saturation en bases pour les sols forestiers, profondeur 0 à 40 cm, d'après des calculs de Rihm et Braun, 2015. Si la saturation en bases dans le sol est inférieure à 40 % (limite marquée par les traitillés dans la légende des couleurs), il faut s'attendre à des conséquences négatives pour l'écosystème forestier.

Si on additionne les surfaces forestières qui présentent une saturation en bases de l'espace racinaire inférieure à 40 %, on constate que plus d'un tiers des sols forestiers sont concernés en Suisse. Environ 30 % d'entre eux sont à considérer comme critiques et 8 % comme très critiques et nécessitant un assainissement (voir tableau 1). Les sols naturellement acides et donc pauvres en bases sont compris dans ces surfaces.

Saturation en bases en %	Surface forestière en ha	Surface forestière en %	État de l'acidification
< 20	82 877	7,7	instable, nécessite un assainissement
21 – 40	303 687	28,0	critique
41 – 60	297 882	27,6	acceptable à bon
61 – 80	228 108	21,0	pas de problème
81 – 100	170 161	15,8	pas de problème
Total	1 082 714	100,0	

Tableau 1 : Répartition des surfaces forestières par classes de saturation en bases du sol entre 0 et 40 cm, d'après Rihm et Braun, 2015 (modifié). Surface forestière d'après la Statistique de la superficie 1997, sans la forêt buissonnante.

7 Conséquences de l'acidification des sols forestiers

Les écosystèmes sains et suffisamment approvisionnés en éléments nutritifs sont capables de compenser les perturbations dans une certaine mesure et de continuer à procurer leurs services. Cependant, si les atteintes sont trop graves, ces perturbations ont des effets préjudiciables sur l'écosystème, qui risque de ne plus pouvoir assurer tous ses services, voire de s'effondrer. Les dégâts sont alors généralement irréversibles.

Dans l'écosystème forestier, une saturation en bases du sol inférieure à 40 % entraîne notamment les effets négatifs suivants :

- réduction de la vitalité des arbres en raison du manque d'éléments nutritifs et des déséquilibres nutritifs ;
- diminution de la stabilité des arbres en raison de la croissance réduite des racines ;
- diminution de la résistance à la sécheresse en raison de la croissance réduite des racines ;
- réduction de la croissance en raison du manque d'éléments nutritifs ;
- réduction de la biodiversité en raison des apports excessifs d'azote (eutrophisation).

Comme le montrent différentes études scientifiques (voir annexe, points 2.3, 2.4), ces effets négatifs sur la forêt et ses services écosystémiques sont plus ou moins marqués selon la géologie, la situation et d'autres facteurs de stress.

8 Conclusions de l'exposé du problème

L'analyse de la situation permet de tirer les conclusions suivantes : l'acidification et l'appauvrissement sont des phénomènes quasiment généralisés, puisque les apports d'azote dépassent les charges critiques sur 95 % de la surface forestière.

Les principaux responsables de cette évolution sont les apports élevés d'azote issus de l'agriculture (66 %) et des transports (22 %).

Suivant la station (géologie, sol, etc.), les sols forestiers s'appauvrissent et s'acidifient, processus qui entraînent divers effets négatifs, comme perte de stabilité, diminution de la vitalité, recul de la biodiversité ou encore diminution de la résistance à la sécheresse.

Il est donc impératif de prendre des mesures à la source pour réduire les émissions. En outre, il faut étudier des mesures à prendre en forêt pour limiter les effets négatifs, car les apports d'azote sont à un niveau élevé, que ces apports vont probablement rester longtemps élevés et que les conséquences à long terme des dépôts déjà survenus sont négatives.

257/2006-03107/04/08/11/01/04/O295-1572

PARTIE III SOLUTIONS

Dans sa réponse du 4 février 2014 au postulat 13.4201 « Ramener les cendres en forêt pour lutter contre l'acidification des sols », le Conseil fédéral précise que toutes les options pour compenser l'acidification des sols forestiers et pour améliorer leur fertilité devront être présentées et évaluées dans le rapport. Par conséquent, les mesures ci-après ne se limitent pas au seul épandage de cendres en forêt, comme demandé dans le postulat 13.4201.

9 Mesures possibles

Pour diminuer et compenser l'acidification des sols forestiers et améliorer leur fertilité, les mesures suivantes sont envisageables (évaluation et présentation détaillées des différentes mesures : cf. rapport scientifique en annexe) :

a) **Réduction des émissions d'azote à la source**
Les émissions d'azote par l'agriculture et les transports sont les principales responsables de l'acidification et de l'appauvrissement des sols (cf. points 1 et 4). Il serait donc logique de réduire ces émissions pour faire en sorte que les charges maximales tolérées dans les écosystèmes (*critical load*, cf. point 4) ne soient plus dépassées.

b) **Mesures sylvicoles**
Dans le domaine de la gestion des forêts, les mesures suivantes sont connues pour lutter contre l'appauvrissement ou l'acidification :
- limitation de la récolte par arbres entiers (exploitation intégrale d'arbres entiers) dans les stations critiques, pour diminuer l'exportation d'éléments nutritifs de la forêt ;
- choix des essences :
  - privilégier les essences à enracinement profond, car elles peuvent transporter jusque dans la couche supérieure du sol des éléments fertilisants tirés du sous-sol (si celui-ci comporte des horizons riches en substances nutritives) ;
  - choisir des essences formant une litière facilement dégradable (p. ex. feuillus au lieu de résineux) qui stimule la vie du sol, car cela favorise le mélange et l'incorporation en profondeur dans l'espace racinaire.

c) **Chaulage**
L'épandage de chaux sur le sol forestier peut freiner un processus d'acidification en cours et prévenir les dégâts causés par les substances acidifiantes. La chaux crée des conditions favorables à la vie du sol et aux racines des plantes. Elle améliore en outre l'approvisionnement en éléments nutritifs et permet d'une manière générale un assainissement global et durable des sols forestiers. En dehors de la chaux, les engrais disponibles sur le marché n'entrent pas en ligne de compte, car ils contiennent des anions mobiles (chlorures, sulfates et nitrates notamment) et auraient ainsi des effets secondaires indésirables.

d) **Épandage de cendres (de bois)**
Les cendres (de bois) se distinguent de la chaux par une teneur plus faible en calcium et en magnésium et une vitesse de réaction plus rapide à l'état non traité, ce qui explique pourquoi elles peuvent porter atteinte à la vie du sol si elles ne subissent pas de traitement préalable. Les cendres contiennent certes des éléments nutritifs importants comme le phosphore ou le potassium qui, dans des stations spéciales (p. ex. stations sèches, riches en calcaire ou pauvres en phosphore), peuvent améliorer l'alimentation des arbres, mais elles présentent en général des concentrations élevées de métaux lourds. Ces polluants sont problématiques et les moyens nécessaires pour garantir une qualité de cendres parfaite sont disproportionnés.

257/2006-03107/04/08/11/01/04/O295-1572

10 Cadre juridique pour les mesures possibles

Voici une présentation du cadre juridique actuel pertinent pour les mesures décrites au point précédent.

10.1 Réduction des émissions d'azote à la source

La **loi sur la protection de l'environnement (LPE)** prévoit que le Conseil fédéral édicte par voie d'ordonnance des valeurs limites d'immission applicables à l'évaluation des atteintes nuisibles ou incommodantes (art. 13, al. 1, LPE). La loi contient également un catalogue contraignant de critères sur la façon de fixer ces valeurs limites (art. 8, art. 13, al. 2, et art. 14 LPE). Il en ressort que les valeurs limites d'immission doivent être définies en fonction des effets et donc se fonder sur les charges critiques des écosystèmes sensibles. Par conséquent, elles sont fixées hors de toute considération économique.

Les valeurs limites d'immission pour les polluants atmosphériques, établies par le Conseil fédéral, figurent à l'annexe 7 de **l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair).** Par rapport aux polluants atmosphériques azotés, les seules valeurs limites d'immission mentionnées concernent le dioxyde d'azote (NO_2). En revanche, l'annexe 7 ne fixe pas de valeurs pour l'ammoniac (NH_3), qui est aussi considéré aujourd'hui comme un important polluant atmosphérique, ni pour les dépôts d'azote, qui jouent un rôle déterminant dans le contexte de la protection contre l'eutrophisation et l'acidification des écosystèmes naturels ou semi-naturels sensibles. La procédure à suivre en pareils cas pour évaluer les immissions excessives est décrite à l'art. 2, al. 5, OPair.

En 2008, l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) et l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG) ont élaboré les **Objectifs environnementaux pour l'agriculture (OEA)** (OFEV, OFAG, 2008). Ce document présente les objectifs concrets fixés à l'agriculture pour assurer la conservation des ressources naturelles et l'entretien du paysage rural. Ces objectifs sont établis d'après les lois, ordonnances, conventions internationales et arrêtés du Conseil fédéral existants dans le domaine du droit environnemental et servent de base pour l'élaboration de mesures ciblées. L'objectif environnemental pour l'agriculture dans le domaine des polluants atmosphériques azotés (ammoniac) est de 25 000 t d'azote par an (voir figure 4).

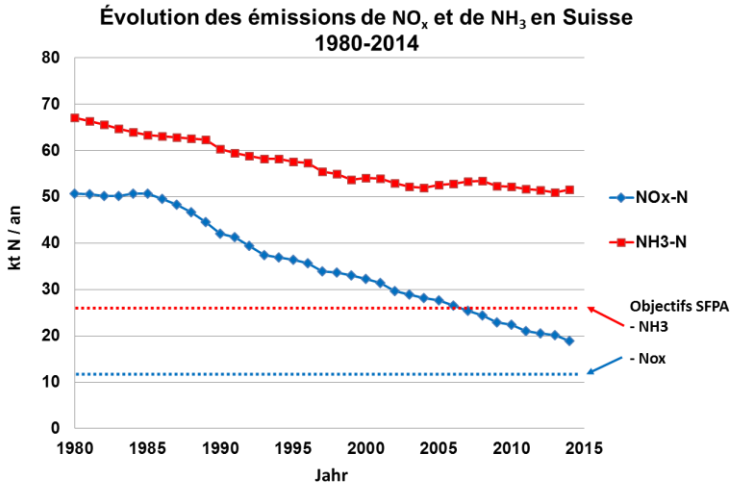


Figure 4 : Évolution des émissions d'oxydes d'azote et d'ammoniac à l'échelle suisse entre 1990 et 2014, exprimé en NO_x-N et NH_3-N (FOEN 2016), incluant les objectifs selon le rapport du Conseil fédéral « Stratégie fédérale de protection de l'air » (SFPA, FF 2009 5941), qui concordent avec l'objectif environnemental général et l'OEA (OFEV / IIR 2016, SFPA 2009).

10.2 Mesures sylvicoles

La loi sur les forêts (LFo) a notamment pour but de protéger les forêts en tant que milieu naturel. L'art. 20 LFo précise que les cantons doivent tenir compte des exigences d'une sylviculture proche de la nature. Ce même article donne aux cantons la compétence de fixer les principes de gestion, dont font partie les mesures sylvicoles. Ils peuvent donc édicter les prescriptions nécessaires de planification et de gestion, y compris pour les mesures sylvicoles. Selon la LFo en vigueur, la Confédération n'a pas de compétence en la matière. Enfin, il n'existe pas de base légale pour indemniser la restriction de la récolte par arbres entiers dans des stations critiques.

10.3 Chaulage et épandage de cendres (de bois)

Les cendres de bois sont des déchets au sens de l'art. 7, al. 6, de la loi sur la protection de l'environnement (LPE) et donc soumises aux dispositions légales relatives à l'élimination des déchets.

L'art. 12 de l'ordonnance sur les déchets (OLED) prévoit que les déchets doivent faire l'objet d'une valorisation si celle-ci est plus respectueuse de l'environnement qu'un autre mode d'élimination et que la fabrication de produits nouveaux ou l'acquisition d'autres combustibles. En outre, la valorisation doit se faire conformément à l'état de la technique. Selon l'annexe 5, chiffre 4.4, OLED, les cendres résultant du traitement thermique de bois peuvent (ce n'est pas une obligation) être stockées définitivement dans des décharges de type D si certaines valeurs limites sont respectées.

L'utilisation en forêt de substances dangereuses pour l'environnement (comme les déchets, dont font partie les cendres) est en principe interdite. Pour les exceptions, l'art. 18 de la LFo renvoie à la législation fédérale en matière de protection de l'environnement. L'art. 25 de l'ordonnance sur les forêts (OFo) précise que l'utilisation exceptionnelle en forêt de substances dangereuses pour l'environnement est régie par l'ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimique (ORRChim). Les réglementations légales en vigueur n'autorisent donc pas un épandage *généralisé* de cendres en forêt.

L'ORRChim régit aussi l'utilisation des engrais : selon le chiffre 3.3.1, al. 5, de l'annexe 2.6 de l'ORRChim, il est interdit d'épandre des engrais en forêt et sur une bande de 3 m de large le long de la zone boisée. À titre exceptionnel uniquement et sous certaines conditions, les autorités cantonales compétentes (selon l'art. 4, let. c, ORRChim) peuvent autoriser l'épandage d'engrais homologués en forêt et sur une bande de 3 m de large le long de la zone boisée s'il est fait en dehors des zones de protection des eaux souterraines, p. ex. sur de petites surfaces dans le cadre d'essais scientifiques.

L'Office fédéral de l'agriculture décide de l'homologation des engrais d'après les dispositions de l'ordonnance sur la mise en circulation des engrais (ordonnance sur les engrais, RS 916.171). Les engrais homologués sont répertoriés dans l'ordonnance sur le Livre des engrais (RS 916.171.1). La chaux fait partie des engrais homologués (amendement), alors que les produits à base de cendres nécessitent une autorisation individuelle. Celle-ci est soumise à la condition que le produit en question respecte les exigences de l'ORRChim, ce qui est souvent un problème pour les produits à base de cendres, notamment en raison de leur teneur en métaux lourds.

Si des engrais homologués comme la chaux sont exceptionnellement utilisés en forêt, leur qualité doit, conformément à l'art. 21a, al. 1, de l'ordonnance sur les engrais (OEng), respecter les exigences définies à l'annexe 2.6 de l'ORRChim pour les valeurs limites concernant les polluants et les substances étrangères inertes. Par ailleurs, une autorisation de l'Office fédéral de l'aviation civile (OFAC) est requise en cas d'épandage par voie aérienne (art. 4, let. b, ORRChim).

11 Évaluation des mesures possibles et sélection

Les mesures possibles sont évaluées ci-après selon des critères déterminés. Cette évaluation sert de base pour établir un choix des mesures à poursuivre.

On trouvera en annexe (point 5) des explications approfondies sur les critères et les résultats détaillés de l'évaluation.

Les critères d'évaluation suivants ont été utilisés :

- Effets sur l'environnement : ce critère sert à évaluer l'efficacité et la pertinence d'une mesure par rapport à la réduction de l'acidification et de l'appauvrissement des sols forestiers.
- Effets sur l'économie : ce critère sert à évaluer les effets des mesures pour l'économie (p. ex. coûts de transaction), pour certains secteurs économiques et pour l'administration (p. ex. coûts d'administration).
- Faisabilité : ce critère sert à déterminer si une mesure est applicable (p. ex. si des adaptations légales sont nécessaires) et quel potentiel est attribué à sa mise en œuvre.

Dans une appréciation globale, le niveau de priorité de chaque mesure a été déduit de l'évaluation des trois critères. Les mesures jugées prioritaires et hautement prioritaires doivent être poursuivies, celles considérées comme non prioritaires abandonnées.

Mesures	**Appréciation**
Réduction des émissions d'azote à la source	hautement prioritaire → à poursuivre
Mesures sylvicoles	hautement prioritaire → à poursuivre
Chaulage	hautement prioritaire → à poursuivre
Épandage de cendres (de bois)	non prioritaire → ne pas poursuivre

Tableau 2 : Évaluation des mesures possibles. Méthode d'établissement : voir annexe point 5.

La **réduction des émissions d'azote à la source** est hautement prioritaire, notamment en raison de son impact très important sur l'environnement et parce qu'elle permet d'éviter des dégâts. Cette mesure profite non seulement à toute la surface forestière mais aussi à d'autres écosystèmes sensibles, comme les prairies riches en espèces, les hauts-marais et les bas-marais. Elle a néanmoins pour inconvénient d'avoir des effets particulièrement tardifs, puisqu'il s'agit de processus biologiques et chimiques lents. En outre, elle n'a pas d'influence sur les dégâts déjà survenus. Elle risque d'avoir des répercussions économiques négatives pour l'agriculture en réduisant sa marge de manœuvre. Cette mesure est jugée moyennement facile à mettre en œuvre : si les bases légales et les valeurs cibles existent déjà (p. ex. OEA), les cantons ont besoin d'améliorer leur application du droit environnemental et les mesures dans le secteur agricole devraient être mises en œuvre de manière systématique (13.4284, Rapport en réponse au postulat Bertschy). Compte tenu de son caractère hautement prioritaire, cette mesure doit être impérativement poursuivie.

Les **mesures sylvicoles** ont un effet limité sur l'environnement. Elles ne sont efficaces que dans les stations peu critiques, par exemple dans celles où la couche supérieure du sol n'est que légèrement acidifiée et la couche sous-jacente présente encore des horizons riches en bases accessibles aux plantes. La sélection ciblée d'essences permettrait de mieux exploiter ce potentiel (essences à enracinement profond). Les mesures sylvicoles sont relativement simples à mettre en œuvre, mais leurs effets se manifestent là aussi tardivement. Leurs répercussions économiques peuvent être négatives pour les propriétaires forestiers, car elles limiteraient leur marge de manœuvre (p. ex. dans le choix des essences) ou génèreraient des dépenses supplémentaires (p. ex. du fait de la restriction de la récolte par arbres entiers). Il faut donc envisager l'introduction ici du principe du pollueur-payeur ainsi que des éventuelles adaptations légales qui en découlent. Les mesures relevant de la compétence de la Confédération doivent être mises en œuvre dans la limite des moyens alloués. Les mesures sylvicoles sont hautement prioritaires et doivent donc être poursuivies.

Le **chaulage** a un effet très important sur l'environnement. Il permet de restaurer des sols très acidifiés qui doivent être assainis. Toutefois, l'épandage est relativement long et coûteux. Cependant, comme le montre la longue et vaste expérience acquise à l'étranger, la mise en œuvre ne devrait pas poser de problèmes. Les bases légales actuelles permettent déjà de mener des essais pilotes mais doivent être adaptées pour permettre une application à plus grande échelle. Cette mesure est hautement prioritaire et doit donc être poursuivie.

En raison de leur composition, **l'épandage de cendres** ne pourrait entrer en ligne de compte qu'après traitement des cendres et uniquement dans quelques stations spécifiques devant être assainies (p. ex. apport de phosphore et de potassium dans des stations calcaires et sèches). Les cendres sont des déchets du point de vue juridique et doivent être éliminées conformément à l'OLED en vigueur. En outre, même les cendres issues de bois non traité sont souvent polluées par des substances étrangères ou des métaux lourds qui s'accumuleraient dans le sol forestier. Il faudrait alors mener des contrôles très lourds pour prévenir ce risque, ce qui entraînerait des coûts supplémentaires et aurait des conséquences négatives sur la rentabilité. Compte tenu de ces inconvénients et d'une charge d'exécution probablement lourde, il faut renoncer à l'épandage de cendres de bois.

PARTIE IV CONCLUSIONS

12 Conséquences et effets des mesures choisies

12.1 Réduction des émissions d'azote à la source

Secteur de l'agriculture
Ces prochaines années, il s'agira d'exploiter systématiquement les potentiels de réduction considérables (Heldstab et al. 2013) qui existent tant aux niveaux structurel, organisationnel et technique qu'au niveau de l'entreprise, de manière à atteindre le plus rapidement possible la valeur cible de 25 000 t d'azote. Le rapport du Conseil fédéral en réponse au postulat « Bases naturelles de la vie et efficacité des ressources dans la production agricole. Actualisation des objectifs » (13.4284, Bertschy Kathrin) fournit des informations sur les instruments et mesures permettant d'atteindre cet objectif. En complément, les offices fédéraux de l'environnement et de l'agriculture publieront un rapport commun sur les OEA.

Conformément aux recommandations de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA, 2014), il ne sera pas introduit de valeur limite d'immission pour l'ammoniac (NH_3 ; principalement émis par l'élevage).

Secteur des transports
Des mesures de réduction des oxydes d'azote ont été définies dans le domaine des transports (Conseil fédéral, 2009). Grâce aux progrès techniques et au renforcement progressif des prescriptions sur les gaz d'échappement des véhicules à moteur, les émissions d'oxydes d'azote diminuent sensiblement depuis plusieurs années (cf. points 5 et 10.1). Ces mesures doivent continuer d'être appliquées systématiquement.

12.2 Mesures sylvicoles

Ce sont les propriétaires forestiers qui décident des interventions effectuées dans leurs forêts. Ils doivent donc pouvoir disposer des informations nécessaires, y compris sur les mesures sylvicoles permettant de lutter contre l'acidification du sol. L'OFEV devra combler les lacunes de connaissances et fournir les bases de décision requises (p. ex. jusqu'à quelle profondeur de sol les mesures sylvicoles sont-elles efficaces, quelles sont les essences les mieux adaptées ?).

Si des mesures de gestion particulières sont nécessaires pour des stations forestières critiques, c'est aux cantons de les édicter et de les mettre en œuvre, conformément à la LFo en vigueur (art. 20).

La mise en œuvre de mesures sylvicoles visant à réduire l'acidification et l'appauvrissement des sols peut être liée à des coûts supplémentaires ou à un manque à gagner, p. ex. à cause de la plantation d'essences spéciales ou de l'arrêt de la récolte par arbres entiers. Le propriétaire forestier concerné est ainsi amené, suivant les circonstances, à assumer des coûts dont il n'est pas responsable mais qui ont été causés par les émetteurs d'azote comme l'agriculture ou les transports. Or selon le principe du pollueur-payeur, tel qu'il est appliqué p. ex. pour l'assainissement des sites contaminés (art. 32d LPE), les frais d'assainissement doivent être supportés par celui qui est à l'origine des mesures nécessaires. Il faut donc envisager l'introduction ici du principe du pollueur-payeur ainsi que des éventuelles adaptations légales qui en découlent.

Les mesures relevant de la compétence de la Confédération doivent être mises en œuvre dans la limite des moyens alloués.

12.3 Chaulage

L'analyse et l'évaluation des mesures possibles montrent que le chaulage est la mesure la mieux appropriée pour assainir des sols qui en ont besoin. Il faut donc dans le cadre d'une étude de faisabilité tester un programme d'assainissement des sols forestiers touchés. Il im-

portera notamment de tenir compte des spécificités de chaque station et des différentes fonctions de la forêt. En l'occurrence, les cantons d'Argovie, de Bâle-Campagne, de Fribourg, de Soleure, de Thurgovie et de Zurich possèdent déjà des cartes différenciées au niveau spatial de la saturation en bases de la couche supérieure du sol, qui représentent de précieux outils de base. L'expérience acquise parfois sur plusieurs décennies dans d'autres pays (p. ex. en Allemagne) doit aussi être mise à profit pour l'étude de faisabilité.

Cette dernière permettra aussi de développer des instruments pour une application aussi large que possible (procédures, coûts et financement, droits et obligations, informations de base, etc.). Il faut en outre examiner les éventuelles adaptations législatives (ORRChim).

Les essais scientifiques sur des surfaces limitées ne nécessitent pas d'adaptation de la législation, car la chaux est inscrite comme amendement dans l'ordonnance sur le Livre des engrais (voir point 10.3). Il est donc possible de réaliser des essais dans des stations forestières avec une autorisation des autorités cantonales. Pour l'épandage par voie aérienne, une autorisation de l'OFAC est requise.

257/2006-03107/04/08/11/01/04/O295-1572

SOURCES

Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) 2014 : Immissions d'ammoniac et dépôts de composés azotés. Berne. 62 p.

Conseil fédéral (2009) : Stratégie de protection de l'air. FF 2009, 5941-5972.

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

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

OFEV (2014). Document de base sur la pollution azotée Air, sol, eau, biodiversité et climat.

OFEV et OFAG 2008 : Objectifs environnementaux pour l'agriculture. À partir de bases légales existantes. Connaissance de l'environnement n° 0820. Office fédéral de l'environnement, Berne : 221 p.

ANNEXE *(seulement en allemand)* :

Wissenschaftlicher Teil

Inhalt

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

1 Ausgangslage

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

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

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

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

2.1 Bodenversauerung und Nährstoffverarmung

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

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

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

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

pH-Werte von etwas unter 5 entstehen. Die organischen Säuren aus der Mineralisation organischer Substanzen führen zu pH-Senkungen in der obersten Mineralbodenschicht. Sie sind für die Bodenversauerung von geringerer Bedeutung, da sie im Boden nicht sehr tief transportiert werden und sich in tieferen Bodenschichten mit einem höheren pH-Wert auflösen. Deshalb haben Waldböden im oberen, biologisch aktiven Wurzelraum, einen tieferen pH-Wert als in den unteren Bodenschichten.

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

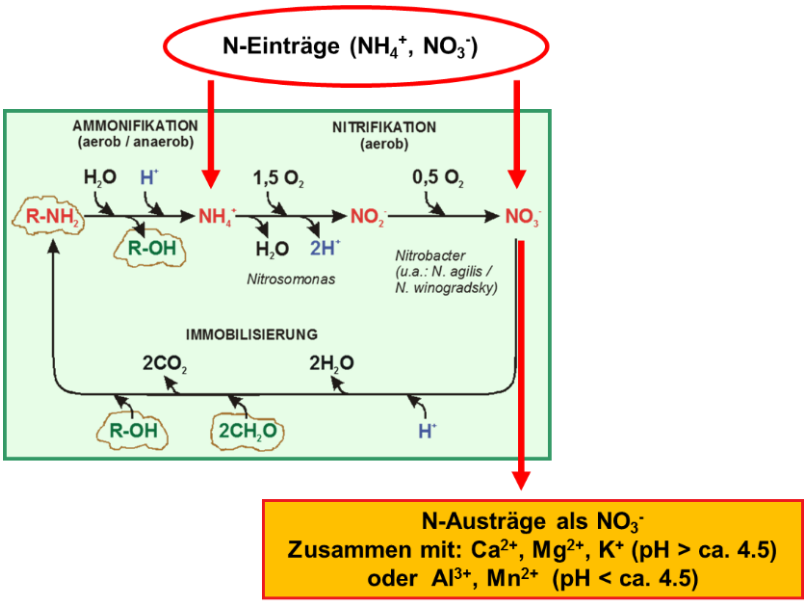


Abbildung 1: Der Stickstoffkreislauf und seine Störung durch Stickstoffeinträge. Stickstoffausträge zusammen mit Nährstoffen oder Aluminium und Mangan bedeuten Versauerung des Bodens. R-OH = organische Substanz, z.B. Bäume; R-NH_2 = Aminosäuren; H^+ = Protonen.

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

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

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

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

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

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

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

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

2.2 Die Depositionssituation in der Schweiz

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

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

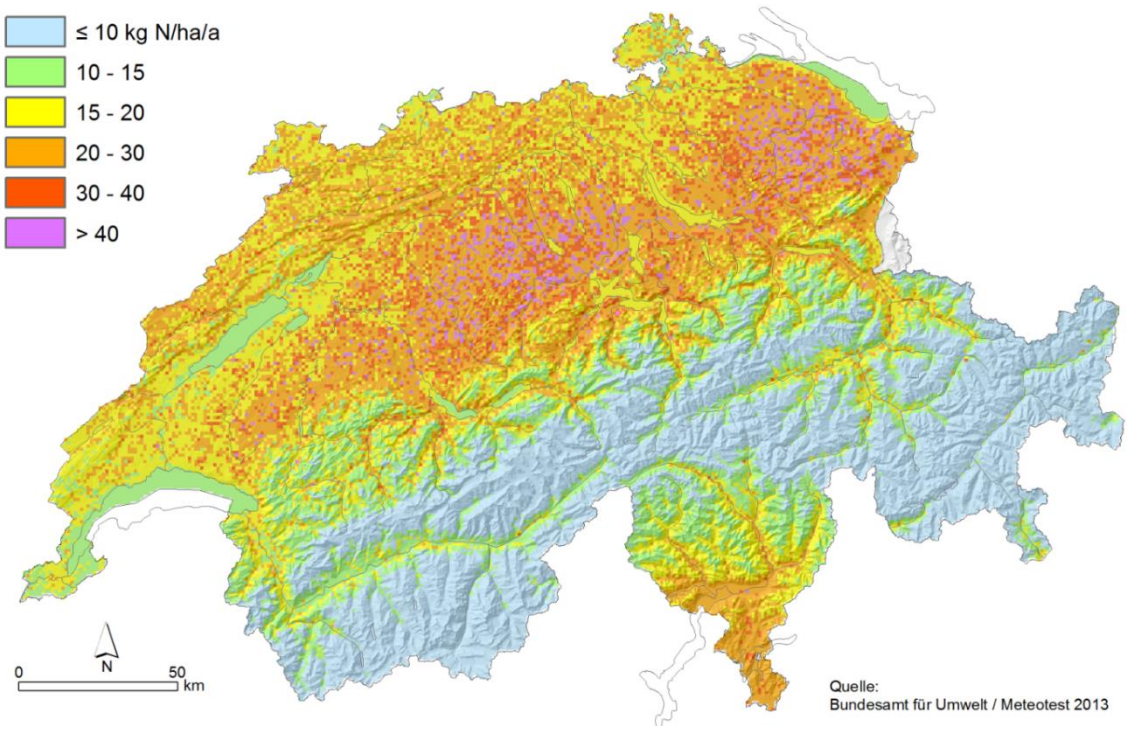


Abbildung 2: Modellierte Stickstoff-Deposition 2010 (EKL 2014, aktualisiert).

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

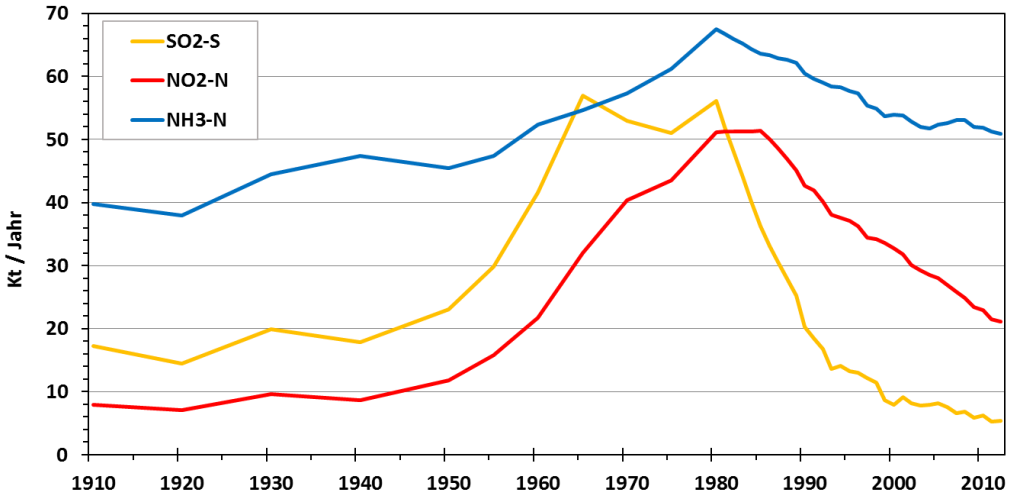


Abbildung 3: Emissionen von Stickoxiden (NO_2), Schwefeldioxid (SO_2) und Ammoniak (NH_3) in der Schweiz von 1910 bis 2012, angegeben in Kilotonnen S/Jahr und in Kilotonnen N/Jahr (Augustin und Achermann 2012, aktualisiert).

[4] Säuren und Basen werden bei der Bilanzierung oft in mol Ladungsäquivalenten angegeben (mol_c = mol charge), auch Ionenäquivalente genannt (Beispiele: 1 kmol N = 14 kg N = 1 $kmol_c$, 1 kmol Sulfat-S = 32 kg S = 2 $kmol_c$ [SO_4^{2-} = 2-wertig])

Die Stickstoffemissionen gingen nach einem Maximum Mitte der 1980er Jahre zurück. Dies betrifft vor allem die oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_2) 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[5] vorgesehenen Massnahmen zur Depositionsreduktion durchgesetzt werden (EEA 2014).

2.3 Ausmass der Bodenversauerung in der Schweiz – Zustand und Entwicklung

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

2.3.1 Trends in der Bodenlösungs-Zusammensetzung

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

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

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

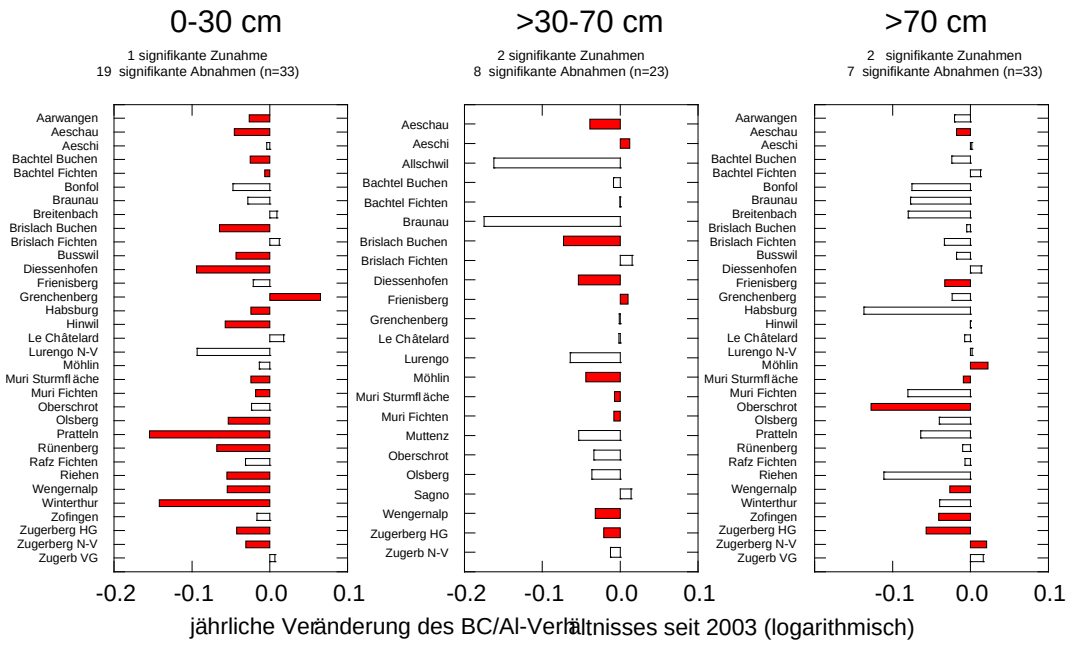


Abbildung 4: Jährliche Veränderung des BC/Al-Verhältnisses in den Jahren 2003 bis 2011. Rot ausgefüllte Säulen = statistisch signifikante Abnahme (Braun 2013).

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

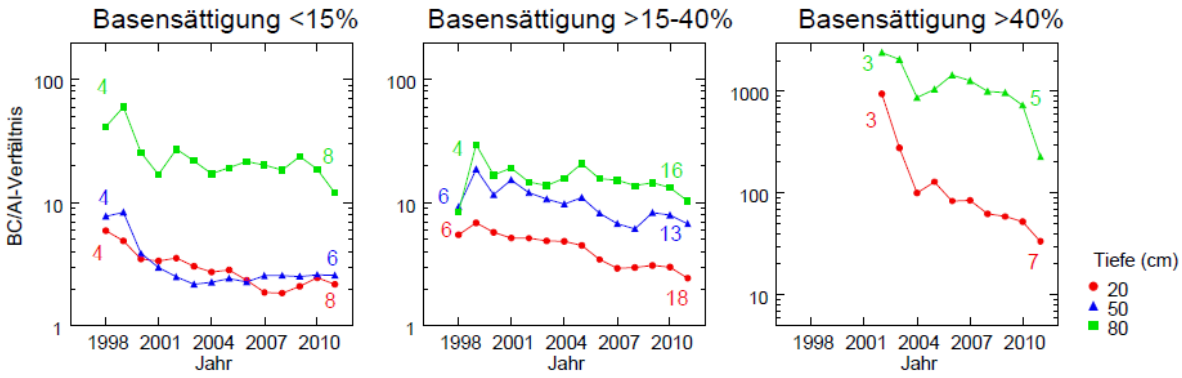


Abbildung 5: Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung in Kollektiven mit unterschiedlicher Basensättigung in unterschiedlichen Bodentiefen. Zahlen bei den Kurven: Anzahl Flächen am Anfang und am Ende des Beobachtungszeitraums (Braun und Flückiger 2012).

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

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

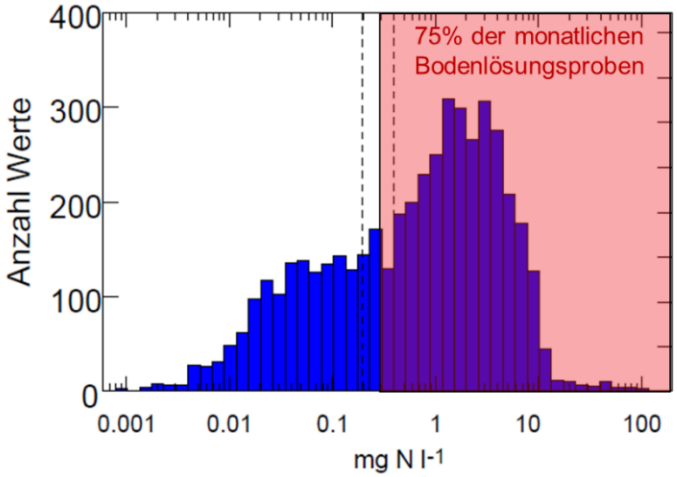


Abbildung 6: Häufigkeitsverteilung der Konzentration von anorganischem Stickstoff in der Bodenlösung. NO_3 und NH_4 in <70 cm, 2005-2011 (einzelne Monate). Eingetragen sind die Grenzwerte für Konzentrationen bezüglich Nährstoffungleichgewichten (UNECE 2004): Koniferen 0.2 mg N/L; Laubbäume 0.2 – 0.4 mg N/L.

2.3.2 Kartierung der Basensättigung von Waldböden in der Schweiz

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

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

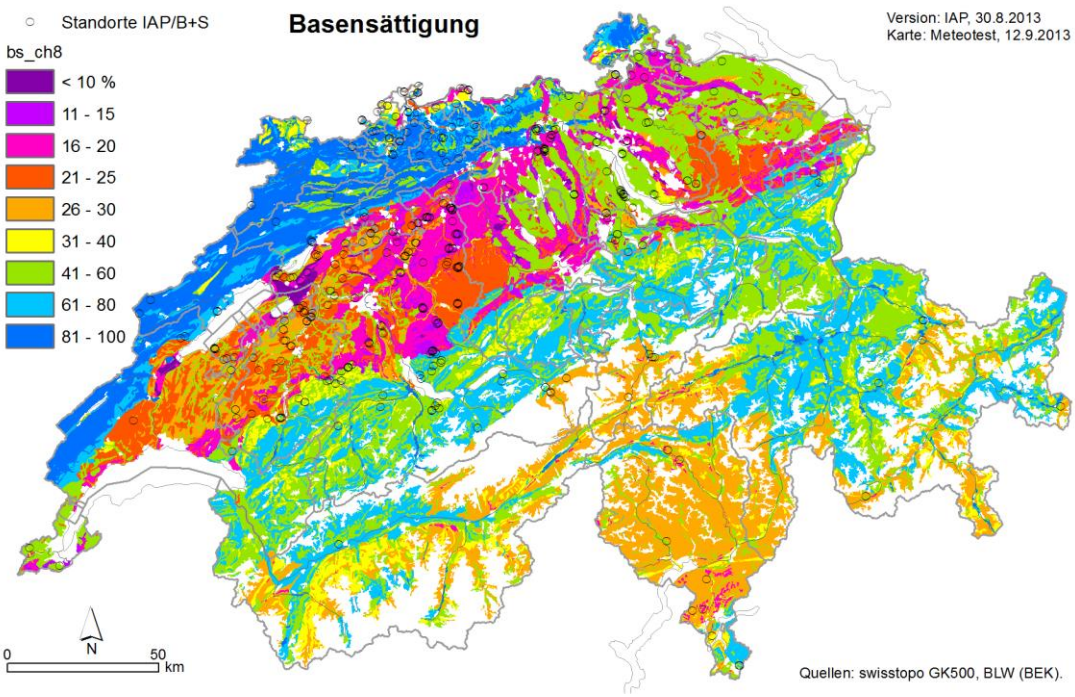


Abbildung 7: Basensättigung für Waldböden, 0-40 cm Tiefe, basierend auf Berechnungen von Rihm und Braun, 2015.

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

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

2.3.3 Die Kalzium-Vorräte in Waldböden

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

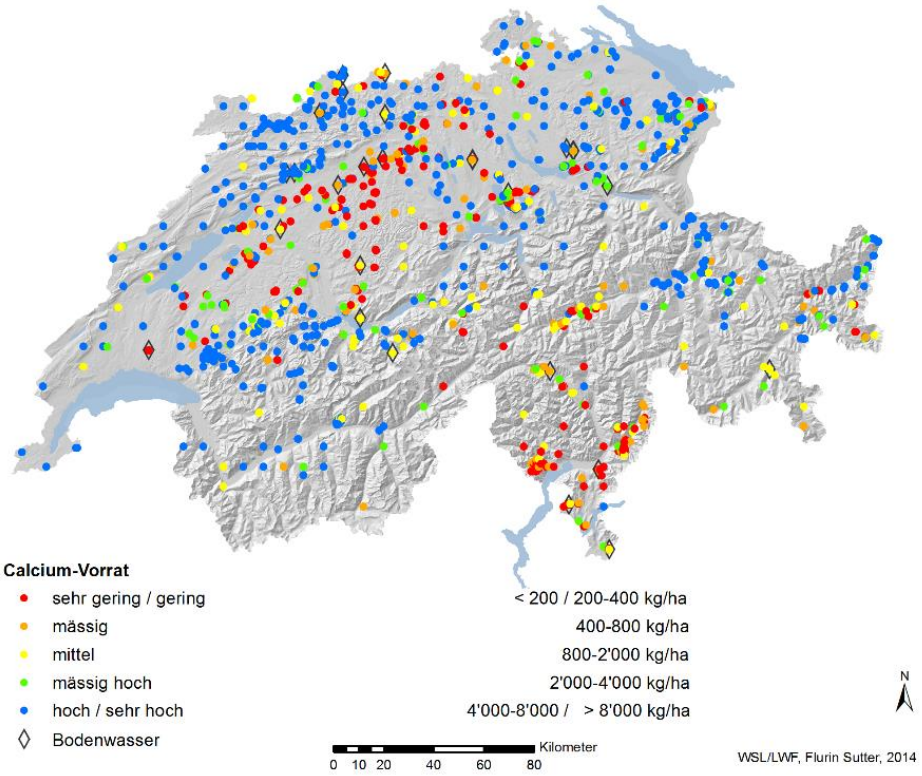


Abbildung 8: Kalzium-Vorräte in den obersten 40 cm des Mineralbodens, inklusive organischer Auflage, von 1240 Bodenprofilen (Quelle: WSL, IAP) von „sehr gering“ bis „sehr hoch“ gemäss dem Arbeitskreis Standortskartierung (Arbeitskreis Standortskartierung 2003) gruppiert in fünf Klassen. Der durchschnittliche 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 Nährstoffimbalancen. Dadurch werden Bäume anfälliger gegenüber Krankheiten und Schädlingen. Überdüngte Bäume wurzeln flacher und sind anfälliger gegenüber Windwurf und sie sind weniger widerstandsfähig gegenüber Trockenheit (s. Braun et al. 2003, 2015).

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

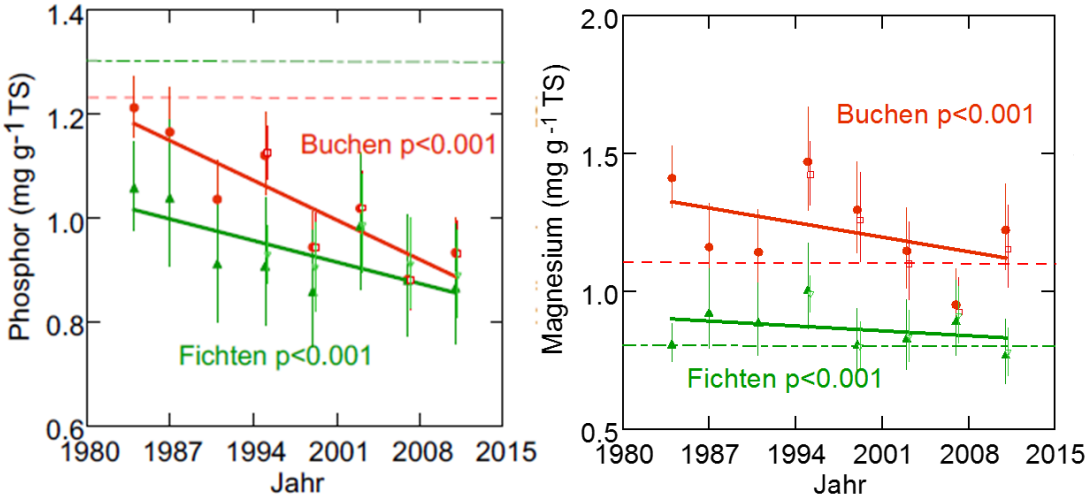


Abbildung 9: Phosphor- und Magnesiumversorgung bei Buchen und Fichten. 179 Dauerbeobachtungsflächen, 1984-2011 (Braun et al. 2013). Eingezeichnete Mangelgrenzen (gestrichelte Linien) nach Mellert und Göttlein, 2012.

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

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

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

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

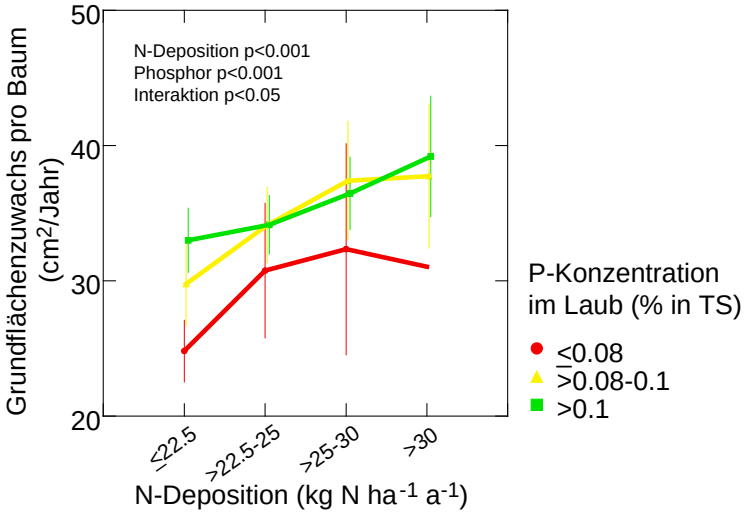


Abbildung 10: Beziehung zwischen Grundflächenzuwachs und N-Deposition bei Buchen in Abhängigkeit von der P-Konzentration im Laub (Braun 2013).

Die Veränderungen der Baumernährung als Folge der Stickstoffeinträge über die Zeit verdeutlicht Abbildung 11: Mit zunehmenden Stickstoffeinträgen sank die in den 1980er Jahren noch vorhandene enge Beziehung zwischen der Stickstoffdeposition und den Stickstoffgehalten im Laub (links in der Abbildung 11). Ab etwa der Jahrtausendwende gab es für Buchen dann keine positive Beziehung mehr zwischen N-Eintrag und N-Gehalten im Laub, für Fichten etwa ab 2007. Das heisst, die Stickstofflimitierung ist auf diesen Flächen heute aufgehoben. Dagegen zeigte sich ab Beginn der 2000er Jahre eine zunehmend negativere Beziehung zwischen Stickstoff und Phosphorernährung. 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.

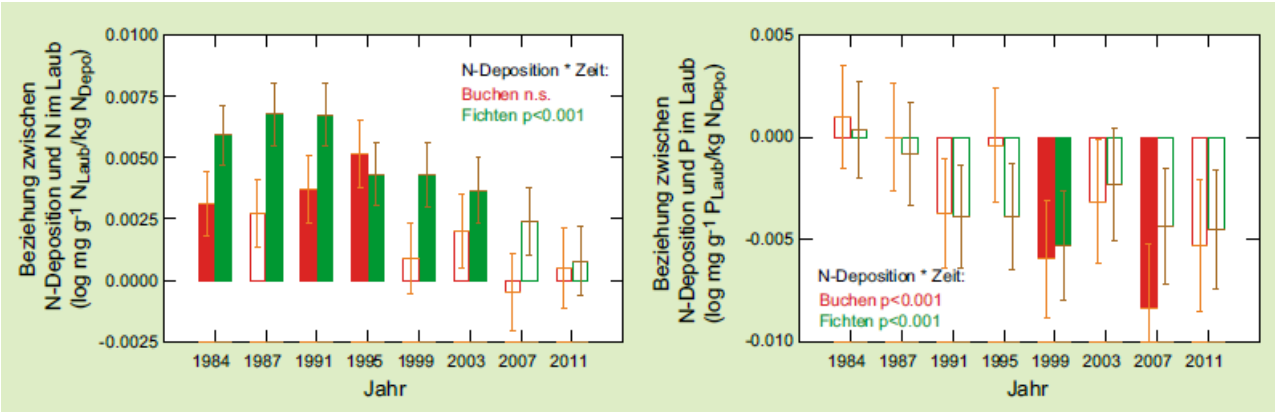


Abbildung 11: Beziehung zwischen Stickstoff-Deposition und Stickstoffkonzentration im Laub (li.) und Phosphorkonzentration im Laub (re.), Buchen, Fichten (Braun et al. 2013).

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).

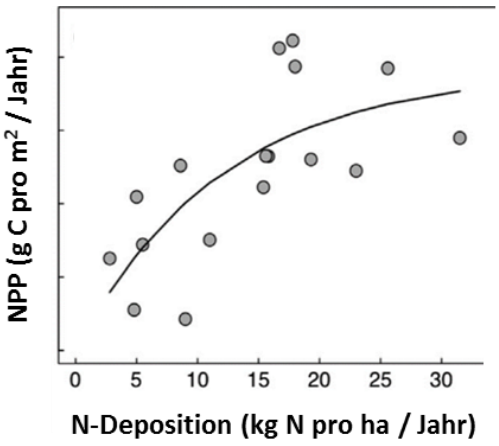


Abbildung 12: Beziehung zwischen Stickstoff-Deposition und Wachstum der Bäume (NPP = Netto-Primär-Produktion in Gramm Kohlenstoff pro m^2 und Jahr) auf 18 LWF-Flächen (Etzold et al. 2013).

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.

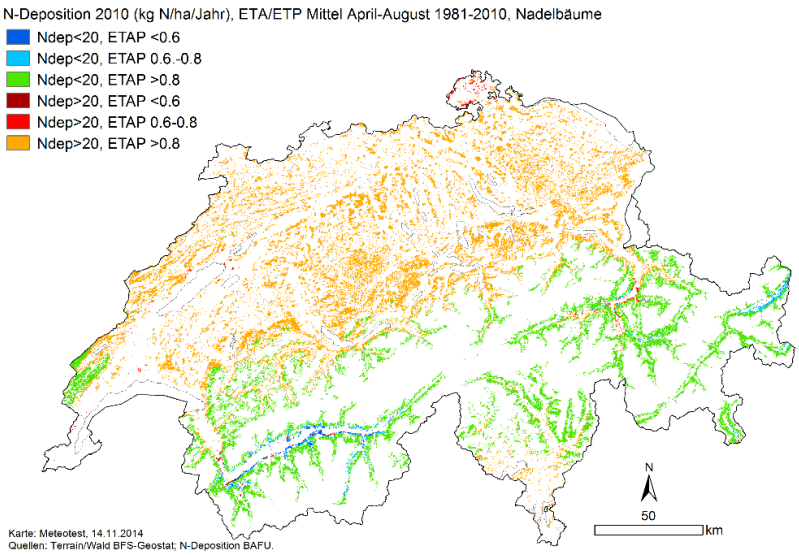
Stickstoff ist auf den meisten Flächen nicht mehr wachstumslimitierend, sondern im Überschuss vorhanden.

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-Model zugrunde gelegt (Remund et al. 2014).[7]

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



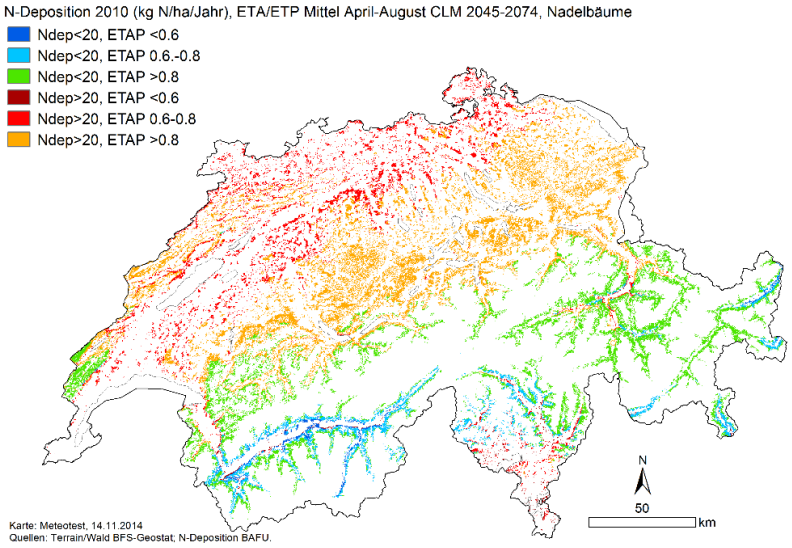


Abbildung 13: Stickstoffdeposition und Trockenheit. ETa/ETp <0.8 zeigt Trockenheit an.
Oben: Mittelwerte des Trockenheitsindikators ETa/ETp der Jahre 1981-2010 in der Vegetationszeit und Stickstoffdeposition.
Unten: Mittelwerte des Trockenheitsindikators ETa/ETp der Jahre 2045-2074 in der Vegetationszeit und Stickstoffdeposition. A1b-Szenario, CLM-Modell.
(Quelle: Remund und Rihm 2015).

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

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

Tabelle 3: Stickstoffdeposition und Trockenheit. Hektare Wald in den Klassen > und < 20 kg N pro ha und Jahr und in Trockenheitsklassen ≤ 0.8 und > 0.8 ETa/ETp.
ETa/ETp berechnet auf der Basis von Messwerten 1981-2010 und auf der Basis des A1b-Szenarios, CLM-Model (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 Eintragsgrenzwert, 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 Eintragswerte sind langfristig negative Auswirkungen auf Struktur und Funktion der Ökosysteme zu erwarten.

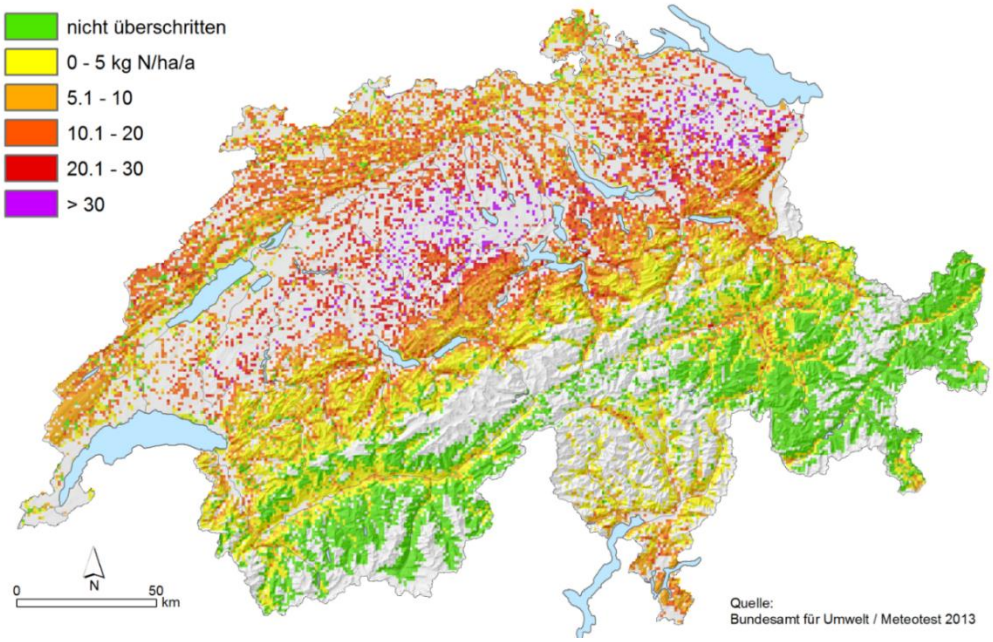


Abbildung 14: Überschreitung der Critical Loads für Stickstoffeinträge, 2010 (EKL 2014). Dargestellt sind alle Ökosysteme, d.h. Wälder, naturnahe Wiesen und Moore.

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

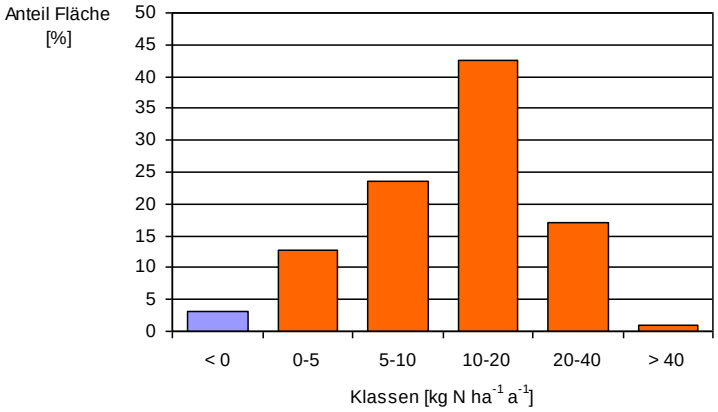


Abbildung 15: Häufigkeitsverteilung der Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff bei bewirtschafteten Waldökosystemen in der Schweiz für 2007 (Meteotest 2010).

3.2 Verfügbare Nährstoffvorräte im Boden

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

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

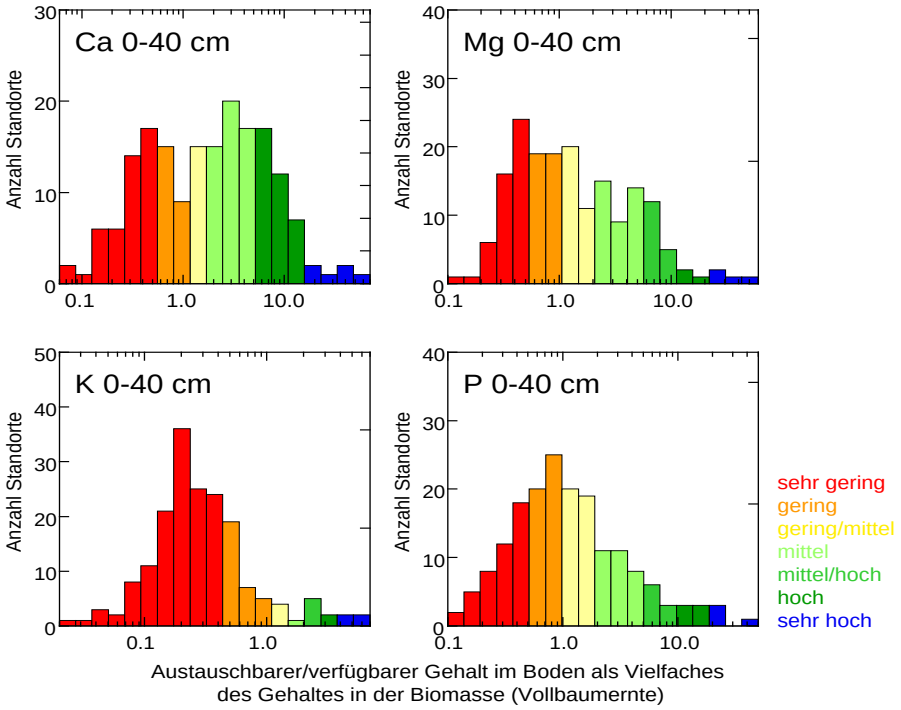


Abbildung 16: Austauschbare Gehalte von Ca, K und Mg sowie citratlöslicher Phosphor in 0-40 cm Bodentiefe in Relation zum Gehalt in der oberirdischen Biomasse (Vollbaumernte). Die Bewertung von Ca, Mg und K erfolgte nach Arbeitskreis Standortskartierung (2003). Phosphor wurde analog zur Skala von Ca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

Fazit Kapitel 2 und 3

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

4.1 Reduktion der Emissionen

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

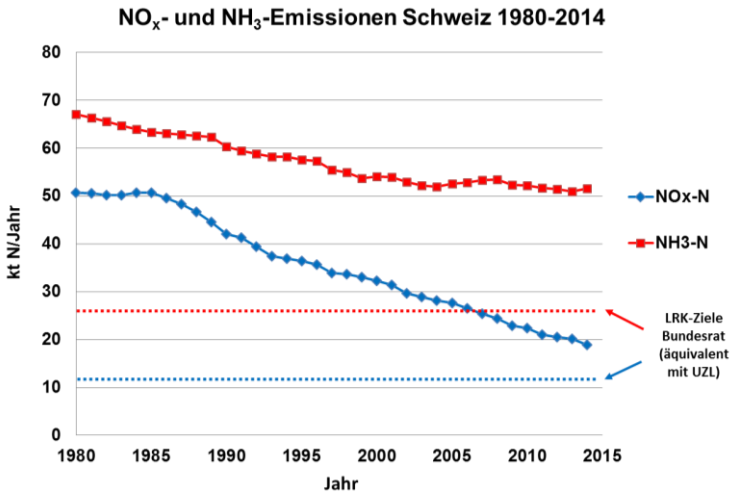


Abbildung 17: Entwicklung der Stickoxid-Emissionen (NOx-N; primär aus dem Verkehr) und Ammoniak-Emissionen (NH_3-N; primär aus der Landwirtschaft) in der Schweiz 1980-2013 und verbleibender Handlungsbedarf bis zu den Zielwerten gemäss Luftreinhaltekonzept (LRK) des Bundesrates, BBl 2009, 6585 (BAFU / 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[8].

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

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

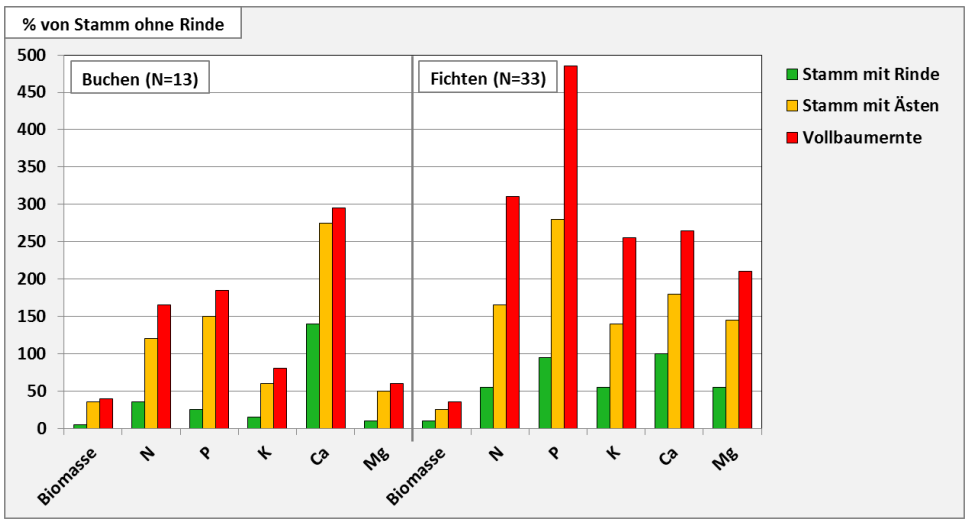


Abbildung 18: Nährstoffentzüge von Buchen und Fichten bei verschiedenen Ernteverfahren (Braun et al. 2009).

4.2.2 Baumartenwahl und Förderung tiefwurzelnder Baumarten

Die Baumartenwahl beeinflusst den Nährstoffhaushalt auf verschiedene Weise:

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

4.3 Kalkung auf sanierungsbedürftigen Standorten

Mit einer Kalkung werden folgende Ziele angestrebt:

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

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

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

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

4.3.1 Wirkungen einer Kalkung auf den Boden und die Durchwurzelung

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

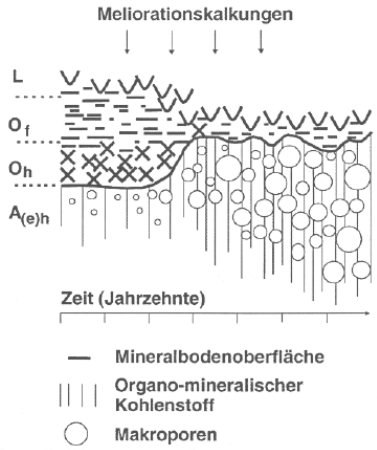


Abbildung 19: Angestrebte Wirkung eine Bodenschutzkalkung (nach Hildebrand 1996).

In einem Praxis-Grossdüngungsversuch in Baden-Württemberg war nach 5 Jahren eine Verringerung der Humusauflage eingetreten. Konverterkalk mit Branntkalk (CaO) zeigte hierbei die deutlichste Wirkung (v. Wilpert et al. 1993). Ähnliche Effekte nach Dolomitkalkung wurden von Meuser (1996) berichtet: 10 Jahren nach einer Kalkung mit Dolomit hatten die Kohlenstoffgehalte der Humusauflage 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 eingestuften 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-Grossdüngeversuch 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 Nadelverlustraten 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 Humusauflagen 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 (CaO, $CaCO_3$) aus Calcium-Silikaten und zu geringen Anteilen aus Gips ($CaSO_4$) (s. Khanna et al. 2002). Sie bestehen also aus schnell und langsam löslichen Komponenten, wobei die langsameren überwiegen. Die anfänglich hohe Löslichkeit kann durch Carbonatisierung (Überführung von schnell löslichen Oxiden und Hydroxiden in langsam lösliches Carbonat) verlangsamt werden.

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

4.4.1 Wirkungen von Ascheausbringung auf bodenchemische Kennwerte

Die Wirkung einer Aschegabe auf die Bodenchemie hängt entscheidend von der chemischen Form der ausgebrachten Asche, der Menge und dem Zeitpunkt der Untersuchung seit der Ausbringung ab. So fand Schäffer (2002) in Baden-Württemberg 5 Jahre nach verschieden 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 Crom(III) reduziert, einer nicht-toxischen Form (Niederberger 2002), und stellt somit keine Gefahr dar[9].

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

4.4.2 Wirkungen von Ascheausbringung auf Pflanzenernährung und Wachstum

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

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

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

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

1. Analyse der Situation

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

2. Kontrolle der Inhaltsstoffe

Asche: Die auszubringende Asche (nur Bettasche) sollte stets analysiert werden, um eine einwandfreie Qualität sicherzustellen.
Kalk: Stichprobenartige Kontrolle der Zusammensetzung.

3. Vorbereitung/Konditionierung

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

4. Ausbringungstechnik

Die Ausbringungstechnik wäre so zu wählen, dass potenzielle Schäden für Insekten und Pflanzen durch Stäube minimiert werden, und dass die zugeführten Substanzen langsam gelöst werden.
Kalk: Ausbringung vorwiegend erdfeuchter Kalke vom Helikopter aus, keine Stäube.
Asche: Ausbringung in granulierter oder pelletierter Form mit Helikopter, was gegenüber der bodengestützten Ausbringung mit Verblasegeräten aus ökologischer Sicht einige Vorteile bieten würde. Diese Ausbringung könnte allerdings auf Akzeptanzprobleme bei der Bevölkerung stossen, weshalb begleitend Kommunikationsmassnahmen zu planen wären.

5. Rechtliche Anpassungen

Kalkausbringung: Prüfung der zu ändernden Regelungen (Änderungen ChemRRV, WaG) für Anwendungen auf grösserer Waldfläche. Für Versuche auf begrenzter Fläche ist dies nicht erforderlich, da Kalke in der Düngerliste (SR 916.171.1) verzeichnet sind und deshalb mit einer

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

Fazit:

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

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

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

5 Bewertung der dargelegten Möglichkeiten

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

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

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

Die *Umweltwirkung* wird in folgenden Klassen eingestuft:
- hoch
- mittel
- problematisch

Die *volkswirtschaftlichen Auswirkungen* werden in folgenden Klassen eingestuft:
- negativ
- indifferent/gering
- positiv

Die *Umsetzbarkeit* wird in folgenden Klassen eingestuft:
- schwierig
- mittel
- einfach

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

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

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

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

6 Literaturverzeichnis

Achermann B., Rihm B., Kurz D. 2005. National Focal Centre Report – Switzerland. In: M. Posch, J. Slootweg, J.-P. Hettelingh (Eds.), European Critical loads and Dynamic Modelling - CCE Status Report 2005. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Report No. 259101016:148-157 http://wge-cce.org/Publications/CCE_Status_Reports

Aldinger E. 1987. Elementgehalt im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen, Bd. 19.

Alveteg, M., Sverdrup, H., Kurz, D. 1998. Integrated assessment of soil chemical status. 1. Integration of existing models and derivation of a regional database for Switzerland. Water, Air, and Soil Pollution 105: 1-9.

Arbeitskreis Standortskartierung. 2003. Forstliche Standortsaufnahme: 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., Gehrmann, 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. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Ergänzungslieferung I/13. VII/13, 50 S.

Braun, S., Schindler, C., Volz, R., Flückiger, W. 2003. Forest damage by the storm "Lothar" in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. Water, Air, and Soil Pollution 142: 327-340.

Braun, S., Belyazid, S., Flückiger, W. 2009. Biomassenutzung und Nährstoffentzug - Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung. Zürcher Wald 41: 15-18.

Braun, S., Thomas, V.F.D., Quiring, R., Flückiger, W. 2010. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. Environmental Pollution 158: 2043-2052.

Braun, S., Rihm, B. und Flückiger, W. 2012. Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald: Ausmass und Auswirkungen. Schweiz. Z. Forstwes. 163: 355-362.

Braun, S., Flückiger, W. 2012. Bodenversauerung in den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms. Schweiz. Z. Forstwes. 163: 374-382.

Braun, S. 2013. Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung. 123 S. Bericht im Auftrag des BAFU, Abt. Wald. http://www.bafu.admin.ch/wald/

Brunner, I., Zimmermann, S., Zingg, A., Blaser, P. 2004. Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification. Plant Soil 267: 61-71.

Cronan, S.C., Grigal, D.F. 1995. The use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. J. Environ. Qual. 24: 209-226.

Edelmann, M., Schröder, D. 1987. Kalkdüngung zur Verbesserung des Nährelementgehaltes in Waldböden und zur Verminderung der neuartigen Waldschäden. VDLUFA-Schriftenreihe, 23. Kongressband 1987, 547–558.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Immer, A., Schmidt, W., Meiwes, K.J., Beese, F. 1993. Langzeitwirkungen von Kalkung und Düngung auf den chemischen Zustand im Oberboden, die Humusauflage 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. Waldökosysteme, 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.

Thelin, G., Rosengren, U., Callesen, I., Ingerslev, M. 2002. The nutrient status of Norway spruce in pure and in mixed-species stands. Forest Ecology and Management 160: 115-125.

Thimonier, A., Graf Pannatier, E., Schmitt, M., Waldner, P., Schleppi, 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_holzasche_wald/index_DE?dossierurl=http://www.waldwissen.net/dossiers/bfw_holzasche/index_DE

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

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Fluor	Chlor	Quecksilber	PCB	PAK	Benzo-a-pyren	Dioxine, Furane
ChemRRV (GW Recycling-Dünger)	120	1	-	100	30	400	-	-	1		4 g/t		20 ng/l-TEQ
ChemRRV (GW Mineraldünger)		In P-Dü. mit > 1% P: 50 g/t	2000 g/t										
Inertstoffdeponie (TVA)	500	10	500 Cr^{VI} 0,1	500	500	1000			2	1	25	3	
Reaktordeponie (TVA)	2000	10	1000 Cr^{VI} 0,5	5000	1000	5000			5	10	250	10	
VBBo (Richtw.) mg/Kg TS Boden, für Böden b. 15% Humus	50	0,8	50	40	50	150	700		0,5				5 ng/l-TEQ (0-20cm)
Grenzwerte für die Asche-Ausbringung BUWAL-Empf. 1996[1)] ***(Wert analog Kompost-GW)***	100	3	100	150	90	600			1,0				
Gehalte gemäss verschiedener Ascheanalysen.													
Rostasche aus LRV-konformen Anlagen[2)]	10	-	20	210	120	470		770					
Rostasche aus naturb. Holz gr. Feuerungen	14	2	70	138	58	193	20	166			1’513 µg/kg		
Mittelwert Rostaschen[3)]	33	3	62	162	46	400							

[1)] Nofer, D., Felber, H., Pletscher, E. 1996. Verwertung und Beseitigung von Holzaschen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 269
[2)] Lienemann, Vock, Wüest, 2009. Beurteilung der Holzascheanalysen mit mobilen Röntgenfluoreszenz-Spektrometern, Zentralschweizer Umweltfachstellen
[3)] v. Wilpert, K. 2002. Eckpunkte und wissenschaftliche Begründung eines Holzasche-Kreislaufkonzeptes. In: Holzasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept. Ber. Freibg. Forstl. Forschung 43: 17-27.