

Literaturreview Holzasche - Wald

- Nährstoffentzug durch Holzernte**
- Ascherückführung in den Wald**
- abiotische und biotische Wirkungen**

Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU

Eidg. Forschungsanstalt WSL, Stefan Zimmermann, Jörg Hässig,
Werner Landolt

Impressum

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt BAFU

Auftragnehmer

Stefan Zimmermann, Jörg Hässig, Werner Landolt, Eidg. Forschungsanstalt WSL

Begleitgruppe

Sabine Augustin, BAFU, Abteilung Wald

Claire-Lise Suter Thalmann, BAFU, Abteilung Wald

Kaarina Schenk, BAFU, Abteilung Boden

Roland von Arx, BAFU, Abteilung Boden

Sabine Braun, Institut für angewandte Pflanzenbiologie IAP

Beat Kunz, Forstbetrieb Winterthur

Kerstin Schütz, Institut für angewandte Pflanzenbiologie IAP

Rolf Wagner, AWEL, Abteilung Abfallwirtschaft und Betriebe, Kanton Zürich

Dieses Projekt wurde mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt BAFU im Rahmen des Aktionsplans Holz realisiert.

Die Studie wurde im Auftrag des BAFU verfasst. Für den Inhalt sind allein die Auftragnehmer verantwortlich.

Vom BAFU freigegeben am 26. März 2010

Birmensdorf, 09. März 2010

Inhaltsverzeichnis

Abstracts	5
Zusammenfassung und Empfehlungen	6
Einleitung	8
1 Charakterisierung der Holzasche	9
1.1 Elementare Zusammensetzung der Holzasche	9
1.1.1 Eigenschaften des Brenngutes	9
1.1.2 Verbrennungsprozess	11
1.1.2.1 Verbrennungstemperatur	12
1.1.2.2 Aschefraktionierung	12
1.2 Organische Schadstoffe	14
1.3 Form der Holzasche	15
1.4.1 Mineralogie	16
1.4.2 Löslichkeit und Freisetzung von Nährstoffen	16
1.4.3 Wasserspeicherkapazität	18
1.4.4 Alkalinität	18
2. Holzascheauswirkungen auf die abiotischen Bodeneigenschaften	19
2.1 Säurezustand des Bodens (pH-Wert, Basensättigung, austauschbare Kationen)	19
2.2 Makroelemente	20
2.3 Mikroelemente	22
3 Biologische Effekte einer Holzascheausbringung	23
3.1 Bodenvegetation und Baumwachstum	23
3.1.1 Bodenvegetation	23
3.1.2 Baumwachstum	24
3.1.3 Nadel- und Blattspiegelwerte	26
3.1.4 Abschliessende Bemerkungen zur Wirkung von Holzaschen auf Vegetation und Baumwachstum	28
3.2 Pilze und Bodenfauna	30
3.2.1 Pilze	30
3.2.2 Bodenmikrobiologische Studien	30
3.2.3 Bodentiere	31
3.2.4 Aquatische Organismen	31
4. Biotoxische Effekte der Holzascheausbringung	32
4.1 Cadmium	32
4.2 Cäsium und Strontium	33
4.3 Quecksilber	33
4.4 Aluminium	34
4.5 Chrom	35
4.6 Andere Metalle und toxische Elemente	35
4.7 Organische Schadstoffe	36
4.8 Schwermetallvorräte im Boden und eingetragene Mengen durch Holzasche	36
5 Auswirkungen der intensiven Holznutzung auf die Nährstoffversorgung der Waldböden	37
5.1 Einleitung	37
5.1.1 Ausgangslage	37
5.1.2 Ziel	38
5.2 Einfluss der Holznutzung auf den Nährstoffhaushalt im Boden	38

5.2.1	Einfluss durch die Holzernte	38
5.2.2	Einfluss der waldbaulichen Steuerung auf den Stoffhaushalt	40
5.3	Auswirkungen des Nährstoffentzuges auf den Stoffhaushalt im Boden	41
5.3.1	Auswirkungen auf den Nährstoffvorrat	41
5.3.2	Auswirkungen auf die Humusbildung	41
5.3.3	Bedeutung der Nährstoffe für die Forstgewächse	42
5.3.4	Auswirkungen von Nährstoffmangel auf das Baumwachstum	42
5.3.5	Weitere Aspekte der Auswirkungen von intensiver Holznutzung	45
5.3.6	Standörtliche Nachhaltigkeit am Beispiel Österreichs	47
5.4	Berechnungsbeispiel Rückführung von Rostasche zur Kompensation des Nährelementexports durch Vollbaumernte	49
5.4.1	Asche-Austrag durch Holzernte	50
5.5	Diskussion und Empfehlungen	51
6	Wie ist eine Ascherückführung (Rostasche) von naturbelassenem Holz technisch, logistisch und finanziell machbar?	53
6.1	Technische Aspekte des Ascheaustrags und der –aufbereitung	54
6.2	Technische Aspekte der Behandlung der Asche	55
6.2.1	Selbstaushärtung	55
6.2.2	Verdichtung/Pelletierung	56
6.2.3	Granulierung	56
6.2.4	Analyse nach der Aschebehandlung	57
6.3	Technische Aspekte der Ausbringung	57
6.4	Kosten für die Behandlung und Ausbringung von Rostasche	59
6.5	Entsorgungs- und Rückführungskosten von Holzaschen im Vergleich	61
7	Kenntnislücken und offene Fragen	63
8	Synopsis	64
9	Literatur	68

Abstracts

Die Literaturstudie untersucht Rostasche aus naturbelassenem Holz auf ihren Chemismus hin. Des Weiteren werden Auswirkungen des Nährstoffentzuges auf den Stoffhaushalt im Boden als auch die Machbarkeit der Rostascherückführung von naturbelassenem Holz auf technische, logistische und finanzielle Aspekte hin aus der Literatur zusammengetragen.

Zusammenfassung und Empfehlungen

Der vorliegende Bericht vermittelt einen Überblick über die nationale und internationale Holz- asche-Literatur und beleuchtet die verschiedenen Wirkungen und Risiken einer Holz- asche-Rückführung in den Wald. Im Zentrum dieser Betrachtungen stehen ausschliesslich Rostaschen aus naturbelassenem, unbehandeltem Holz. Filteraschen mit einem erhöhten Schwermetall- Anteil fallen nicht darunter und müssen separat auf Reaktordeponien entsorgt werden. Die zurzeit verfügbare Datengrundlage für die Berechnung von Stoffbilanzen ist für eine Bewertung der Nährstoffzüge durch unterschiedliche Nutzungsintensitäten ohne zusätzliche Datenerhebung nicht ausreichend. Deshalb werden die Kenntnisse aus dem umliegenden Ausland zusammen- getragen und ausgewertet. Im Weiteren sind keine Informationen aus der Schweiz über techni- sche Belange und Kosten einer Rückführung von Asche vorhanden, so dass ebenfalls aus- ländische Literatur verwendet werden muss.

Die Ergebnisse dieser Studie lassen sich bezüglich einer Holz- asche-Rückführung in den Wald wie folgt zusammenfassen:

Positiv:

- Eine Holz- asche-Gabe wirkt sich am stärksten auf sauren Böden aus. Dort werden die Basenbelegung (BS%), das BC/Al-Verhältnis und die Säureneutralisationskapazität er- höht. Dadurch wird dem Prozess der Bodenversauerung entgegengewirkt und das Risiko einer Al-Toxizität in stark sauren Böden vermindert.
- In Böden mit einer grossen organischen Auflage (z. B. Rohhumus) kann eine Aschen- gabe zu einer verstärkten Mineralisation führen, wodurch das Nährstoffangebot ver- bessert wird. Voraussetzung dafür ist, dass genügend Feuchtigkeit vorhanden ist.
- Auf mineralischen Böden mit hohen N-Depositionen kann eine Holz- asche-Gabe zu einer Verbesserung des Nährstoffgleichgewichts beitragen. In Einzelfällen kann Holz- asche auch die Verfügbarkeit von K, Mg, sowie einiger anderer Elemente verbessern. Die P- Verfügbarkeit kann am ehesten von einer Erhöhung der biologischen Aktivität nach Holz- asche-Gaben profitieren.

Neutral:

- Die Düngerwirkung einer Holz- asche-Gabe auf das Wachstum von Bäumen ist auf mineralischen Böden mit einer geringen organischen Auflage in der Regel gering, da viele Standorte N- und P- limitiert sind und sich so zusätzliche Nährstoffgaben ohne diese Elemente kaum auswirken können.

Negativ:

- Holz- asche kann die Schwermetallfracht im Boden erhöhen, dies ist in sauren Böden wegen der erhöhten Mobilität besonders problematisch. Bedingt durch die starke Basi- zität der Holz- asche ist das kurzfristig kein Problem. Längerfristig kann es eines werden, wenn die Bodenversauerung fortschreitet und einige dieser eingebrachten Schwer- metalle wieder mobil werden. Dabei können sie ins Grundwasser oder in die Nahrungs- kette gelangen.
- Frische, lose Holz- asche kann durch ihre hohe Basizität zu Verbrennungen an empfind- lichen Pflanzen und zu Schädigungen an Boden-(Mikro-)organismen führen, sowie zu ener verstärkten Mobilität von organischen Substanzen und Bodeninhaltsstoffen bei- tragen. Normalerweise sind solche Effekte nur von kurzer Dauer. Diese Effekte können durch eine Behandlung der Holz- aschen vermieden werden.
- Für die Kontrolle der Aschequalität sowie eine Aschenachbehandlung braucht es zusätz- liche Arbeitsschritte, die zu einem erhöhten zeitlichen und finanziellen Aufwand führen.
- Eine gleichmässige grossflächige Verteilung der Holz- asche kann im Wald mit vernünf- tigem Aufwand nur durch Luftapplikationen gewährleistet werden. Dabei sind Fragen der gesellschaftlichen Akzeptanz, der Lärmbelastung sowie zu den Sicherheitsabständen zu Gewässern und Biotopen noch zu klären.

Empfehlungen:

- Der Effekt einer Asche-Ausbringung im Wald ist mit einer Kalkung vergleichbar und daher vor allem auf sauren Waldböden angezeigt. Im Vordergrund stehen dabei die Erhöhung der Basenbelegung (BS%) im Boden, sowie das Verhindern einer zunehmenden Versauerung des Bodens durch atmogene Einträge.
- Es empfiehlt sich, nur karbonatisierte und gebrochene Rostasche oder solche in granulierter oder pelletierter Form auszubringen. Dadurch werden ihr pH-Wert, sowie ihre Reaktionsfähigkeit und Löslichkeit stark herabgesetzt und negative Einflüsse auf Flora und Fauna vermieden.
- Um die Schwermetallfracht von Holzaschen in den Boden zu begrenzen, sind strikte Qualitätskontrollen und Mengenbeschränkungen notwendig. Es dürfen nur Rostaschen von naturbelassenem Holz in den Wald zurückgeführt werden. Bereits damit würden die heute geltenden Grenzwerte gemäss ChemRRV (SR 814.81) in einem wesentlichen Teil der Fälle überschritten. Zudem sollten die Aschen aus Feuerungen stammen, welche Leistungen grösser als 70 kW aufweisen. Bei automatischen Feuerungen ist das Brenngut von homogenerer Qualität, der Verbrennungsprozess läuft geregelter ab und es fallen grössere Mengen Holzasche an. Bei Feuerungen mit einer Leistung grösser 500 kW müsste eine strikte Trennung der Altholzverbrennung garantiert sein.
- Holzasche darf nicht in der Nähe von Oberflächengewässern und im Bereich von Grundwasserfassungen ausgebracht werden. Auch gegenüber Biotopen sind ausreichende Sicherheitsabstände einzuhalten.
- Beim Ausbringen der Holzasche mit Kreiselstreuern bleibt relativ viel Holzasche in der Rückegasse liegen. Eine Ausbringung der Holzasche mit Helikopter erfolgt gleichmässiger, ist aber kostenintensiver und braucht eine spezielle Anwendungsbewilligung.
- Da bei der Durchforstung und der Holzernte Licht und Wärme in den Wald eindringt, wird dabei die Mineralisation angeregt. Deshalb sollte Holzasche erst 3-5 Jahre nach einem Eingriff ausgebracht werden, um einen zusätzlichen Mineralisationsschub zu verhindern. Eine Ausbringung sollte maximum alle ca. 25 Jahre im Spätsommer erfolgen. Es wird empfohlen jeweils Holzaschemengen von 2-4 t/ha auszubringen
- Die Datengrundlage bezüglich der Stoffbilanzen und -flüsse im Boden ist heute ungenügend und muss klar verbessert werden. Dazu gehört auch die Quantifizierung der Nährstoffentzüge durch die Holzernte. Dies ist eine Grundvoraussetzung für weitergehende Empfehlungen. Bis es soweit ist, sollten die Empfehlungen aus dem Ausland berücksichtigt werden (Kap. 5.5).

Holzasche aus naturbelassenem Holz ist letztlich ein Produkt des Waldes. Eine Rückführung wäre daher trotz einiger Vorbehalte vertretbar, sofern eine strikte Qualitätskontrolle und Mengenbeschränkung eingehalten werden. Dies ist am ehesten gewährleistet, wenn dieser Kreislauf im regionalen Massstab betrieben und dokumentiert wird, mit kurzen Wegen zwischen Holzproduzenten/Asche-Abnehmern einerseits und Heizungsbetreibern andererseits. Schwieriger dürften die Kontrollen werden mit Zwischenhandel und langen Transportwegen.

Einleitung

Im Jahre 2008 wurden gemäss Forststatistik rund 1.4 Mio m³ Waldenergieholz genutzt. Es ist möglich, dass sich diese Menge in absehbarer Zukunft bis zu verdoppelt, wenn vermehrt Waldenergieholz genutzt wird. Mit der steigenden Mechanisierung der Holzernte werden dabei immer mehr Rindenanteile und Astreisig als Waldenergieholz verwertet. Da die Nährstoffanteile vom Derbholz über Rinde, Äste und Astreisig bis hin zu den Nadeln und Blätter zunehmen, werden dadurch immer mehr Nährstoffe aus dem Wald entfernt. Dies kann zu Problemen mit den Nährstoffbilanzen führen, da unsere Wälder in der Regel auf weniger ertragreichen Böden stocken als die landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz fallen heute in der Schweiz etwa 15'000 t Holz- asche an (Vock 2003), die sich im Rahmen eines Kreislauf-Konzepts für die Rückführung in den Wald eignen würden und so zu einer Verbesserung der Nährstoffbilanz beitragen könnten. Leider enthält die Holzasche neben den gewünschten Nährstoffen auch eine Reihe von Schwermetallen, deren Rückführung in den Wald problematisch sein kann.

Nach geltendem Recht müssen heute die Holzaschen auf Reaktordeponien entsorgt werden, da einerseits die vorgegebenen Grenzwerte für Schwermetalle gemäss ChemRRV für eine Rückführung von Holzaschen in den Wald nicht eingehalten werden können und andererseits die Löslichkeit von Asche-Bestandteilen die Richtlinien für Inertstoff-Deponien überschreitet.

Der vorliegende Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) erstellt. Er gibt einen Überblick über das im In- und Ausland gesammelte Wissen zu den verschiedenen Aspekten der Holzasche-Rückführung in den Wald und versucht, Antworten auf wichtige Fragen zu geben. Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen folgende Themen:

- Sichtung der nationalen und internationalen Holzasche-Literatur bezüglich der Eigenschaften und Wirkungen von Rostaschen (mechanisch, chemisch, biologisch)
- Wie viel und welche Fraktionen des Schlagabraums dürfen wo dem Wald entnommen werden, so dass dieser nachhaltig mit Nährstoffen versorgt bleibt?
- Unter welchen Bedingungen ist eine Rückführung von Rostasche für den Wald und den Waldboden von Nutzen?
- Welche Risiken ergeben sich bei der Rostasche-Rückführung in den Wald und wie können Gefährdungen für den Wald und seine Umgebung vermieden werden?
- Wie ist eine Rückführung von Rostasche aus naturbelassenem Holz technisch, logistisch und finanziell machbar?

Im Folgenden befassen wir uns nur mit Feuerraum- oder Rost-Aschen aus naturbelassenem und unbehandeltem Holz aus automatischen Feuerungen. Aschen von Altholz und Holzabfällen kommen für eine Rückführung in den Wald nicht in Frage, da sie zu stark mit Schwermetallen und anderen giftigen Stoffen belastet sein können. Ebenfalls nicht in Betracht gezogen werden Flugaschen aus dem Filterbereich von Öfen (Zyklonasche, Elektrofilter-Asche usw.), da diese in der Regel ebenfalls zu hohe Schwermetallgehalte aufweisen.

1 Charakterisierung der Holzasche

Holzaschen sind inhomogene Abfallprodukte, die bei der thermischen Nutzung von Holz anfallen. Je nach Art der Anlagentechnik der Verbrennungsöfen lassen sich bis zu drei Aschefraktionen unterscheiden: die Rostasche, die Zyklonasche und die Filterasche. Mit 60 bis 90 % verbleibt der grösste Teil der anfallenden Asche in der Regel im Rostbereich und wird als Rostasche bezeichnet. Sie ist relativ grobkörnig und vor allem beim Einsatz von Rinde als Brenngut teilweise auch verschlackt und enthält nichtbrennbare metallische und mineralische Brennstoffverunreinigungen wie zum Beispiel Sand, Steine und Erde, welche bei der Holzernte an der Rinde haften bleiben (Oberberger 1997).

In der Rauchgasreinigungsanlage fallen zwei weitere Aschefraktionen an. In einer ersten Stufe gelangt der Rauchgasstrom in sogenannte Zyklonabscheider, wobei je nach Auslegung dieser Zyklone gröbere und zum Teil auch feinere Partikel aus dem Rauchgasstrom abgeschieden werden. Die Menge liegt bei ca. 10 % der Gesamtaschemenge. Die verbleibenden Aschepartikel im Rauchgasstrom, welche den vorgeschalteten Zyklon ungehindert passieren, werden durch Reinigungsvorrichtungen wie Elektro-, Gewebefilter oder Rauchgaskondensationsanlagen abgeschieden. Es ist die feinste Fraktion, deren Menge zwischen 1 und 3 % des Gesamtascheanfalls liegt.

In der vorliegenden Literaturstudie werden nur Ergebnisse von Untersuchungen mit Rostasche aus naturbelassenem Holz aus automatischen Feuerungen verwertet, da die Rostasche mengenmässig die grösste Fraktion bildet. Im Vergleich mit den Zyklon- und Filteraschen ist jedoch relevant, dass die Rostasche weniger mit Schadstoffen belastet ist. Aufgrund des grösseren Mengenanfalls bietet die Rostasche das grösste ökonomische wie ökologische Potential zur Wiederverwendung im Wald. Insbesondere werden auch keine Aschen von Altholz oder behandelten Hölzern in die Betrachtung miteinbezogen.

Es liegen zwei extensive Reviews vor, welche die Faktoren, die die Eigenschaften der Holzasche bedingen, diskutieren (Vance 1996; Pitman 2006). Zudem hat Vock (2003) in seinem Bericht zuhanden des BAFU die Eigenschaften von Holzasche aus Holzfeuerungen mit einer Leistung ab ca. 100 – 200 kW und vor allem den Gehalt an Schwermetallen und organischen Schadstoffen ausführlich beschrieben. Die Eigenschaften von Holzasche hängen vor allem von der Art und der Zusammensetzung des Brenngutes und von den Bedingungen des Verbrennungsprozesses ab.

1.1 Elementare Zusammensetzung der Holzasche

1.1.1 Eigenschaften des Brenngutes

Die elementare Zusammensetzung der Holzasche wird in erster Linie durch die Qualität des Brenngutes bestimmt. Bilden beispielsweise Reste aus der Papierindustrie das Brenngut, so hat die Asche eine andere chemische Zusammensetzung als bei Verwendung von Borken oder von Restholz der Holzernte (Campbell 1990; Muse und Mitchell 1995). Someshwar (1996) und Hakkila (1989) zeigten beide, dass Holzasche von gemischten Brenngütern aus Resten der Papierproduktion und aus Restholz der Holzernte sehr verschiedene chemische Zusammensetzungen haben kann. Zudem sind die für Brenngut verwendeten Hölzer unterschiedlich stark mit Schadstoffen vorbelastet. So weisen Flurgehölze eine deutlich grössere Kontamination durch Schadstoffe aus dem Verkehr auf als Holz aus emissionsfernen Waldgebieten.

Im Weiteren variiert die chemische Zusammensetzung der Asche je nach Anteilen der verschiedenen Pflanzengewebe im Brenngut. Asche von Ästen und Wurzeln hat meistens grössere Nährelementkonzentrationen als Asche von Stammholz, während Asche von Borken/Rinden und Blättern/Nadeln rund 5 bis 10 mal grössere Nährstoffkonzentrationen als solche von Stammholz hat (Hakkila 1989; Werkelin et al. 2005). Grosse Ca- und Si-Gehalte liegen in Asche

von Borke/Rinden vor und Mn, Al und Si sind vor allem in Aschen von ungeschältem Stammholz angereichert, wobei Borke mehr Asche produziert als Stammholz (6% im Vergleich zu <1%). Es gibt sogar beträchtliche Unterschiede innerhalb gleicher Baumkompartimente derselben Gattung (z.B. der Föhren: Naylor und Schmidt 1986), bei einigen Gattungen jedoch auch weniger Variation (z. B. Eichen und Pappeln).

Die Zusammensetzung und vor allem auch die Menge der Holzasche ist zudem abhängig von den Baumarten und Baumkompartimenten, welche verbrannt werden, wie die Zusammenfassung in Tab. 1 zeigt. Die Variation der publizierten Werte innerhalb und zwischen den Baumarten ist teilweise auch durch unterschiedliche Bodeneigenschaften und unterschiedliches Klima verursacht. Im Allgemeinen enthält die Asche von Harthölzern mehr K und P als jene von Weichhölzern (Tab. 2), jedoch weniger Ca und Si. Pappelasche enthält sehr viel weniger Ca als andere Laubbäume: nur 2/3 des Ca-Gehaltes von Eichenasche und die Hälfte des Ca-Gehaltes von Birken- und Ahornaschen (Pitman 2006). Die Ascheproduktion von Buchen-, Birken- und Föhrenholz ist geringer als jene von Fichte und Espe (Werkelin et al. 2005).

Die Analysen, welche Vock (2003) im Rahmen seines Berichtes erarbeitet hat, sind in Tab. 3 zusammengefasst und Tab. 4 gibt eine Übersicht über durchschnittliche Medianwerte verschiedener Arbeiten sowie entsprechende Wertebereiche für verschiedene Elemente. Es wird deutlich, wie gross der Bereich möglicher Konzentrationen von Nähr- und Schadstoffen sein kann. Für Kalium wird beispielsweise ein Bereich von 1.9 bis 162.4 mg g⁻¹ angegeben, was bei einer Ausbringungsmenge von 10 t Holzasche pro ha K-Mengen von 1.9 bis 162.4 kg pro ha entspricht. Dasselbe gilt natürlich für die Schadstoffe. Eine stark mit Cu kontaminierte Holzasche führt bei gleicher Ausbringungsmenge (10 t ha⁻¹) zu einer Cu-Fracht von 210 g ha⁻¹, während eine relativ saubere Holzasche nur zu einer Belastung von 3.4 g ha⁻¹ führt. Weiter fallen einige Diskrepanzen zwischen den Analysenwerten von Vock (2003) und den in Tab. 4 zusammengefassten ausländischen Arbeiten auf. Während die Cd-, Zn- und Cu-Werte gut übereinstimmen, sind vor allem die Pb-Werte von Vock (2003) bedeutend geringer als die international publizierten und die Ni-Werte befinden sich eher im oberen Bereich im Vergleich zu jenen von Tab. 4.

Tab. 1 Elementkonzentrationen in Holzaschen bestimmter Baumarten in mg g⁻¹ (Quellen: Werkelin et al. 2005; Someshwar 1996; Misra et al. 1993); „n.m.“ = nicht messbar; „-“ = fehlender Wert.

Makroelement	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si
	[mg g ⁻¹]									
Koniferen										
Pinus banksiana	33.3	387	35.0	22.5	33.2	39.0	23.0	12.2	10.4	74.8
Pinus sylvestris	1-18	600	3-15	300	120	70.0	3-22	30.0	-	-
Picea abies	-	700	-	300	90.0	90.0	-	20.0	-	-
Pinus sp.	4.7	290	5.8	162.5	70.3	40.4	0.6	8.4	10.7	n.m.
Tsuga heterophylla	11.1	421	9.1	25.3	79.0	19.0	8.2	9.2	5.6	46.7
Laubbäume										
Betula sp.	0.0	466	20.3	36.3	25.3	47.0	9.6	12.6	12.8	14.0
Betula pubescens	3.0	500	7.0	400	90.0	90.0	7.0	40.0	100	90.0
Acer sp.	20.1	402	11.9	31.9	117.0	27.0	16.3	4.8	5.6	46.3
Populus tremula	1.4	212	2.6	112.5	35.5	1.4	0.6	11.8	7.0	1.1
Populus sp.	3.5	257	3.2	79.3	90.9	4.5	23.0	9.5	10.2	n.m.
Quercus rubra	6.8	366	n.m.	60.8	52.0	14.9	0.8	15.6	18.0	n.m.
Quercus alba	n.d.	314	0.9	102.5	75.7	1.4	n.d.	5.6	12.1	1.3

Tab. 2 Elementkonzentrationen in Aschen aus unterschiedlichem Brenngut in mg g^{-1} (Quellen: Campbell 1990; Hakkila 1989); „-“ = fehlender Wert.

Element	Asche von Restholz und Borke (Campbell 1990)		Asche von Weichhölzern (Hakkila 1989)		Asche von Harthölzern (Hakkila 1989)	
	Median	Bereich	Stammholz	Borke	Stammholz	Borke
$[\text{mg g}^{-1}]$						
N	< 1		< 1		< 1	
P	7.9	3-14	24	28	42	34
K	29.3	17-42	124	98	204	122
Ca	132	74-331	224	285	190	271
Mg	14.7	7-22	43	28	36	22
S	5.6	4-7	23	12	21	11
Na	2.4	2-5	-	-	-	-
Fe	15.1	3-21	8	2	5	6
Al	20	15-32	-	-	-	-
Mn	6.7	3-13	29	17	8	6

Tab. 3 Totalgehalte in Feuerraumaschen aus Waldhackschnitzeln (A) und aus Restholz der Holzverarbeitung, Sägereirestholz und Landschaftspflegeholz (B) in mg kg^{-1} .

* Mittelwert aus 23 Proben; ** Mittelwert aus 9 Proben; „-“ = fehlender Wert. (Quelle: Vock 2003)

		Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	PAH
		$[\text{mg kg}^{-1}]$						
A	max. Gehalt	82.2	24.8	-	309	86	681	0.154
	min. Gehalt	0.6	0.06	-	14	24	20	0
	mittlerer Gehalt*	13.3	2.17	-	140	53	189	0.033
	Verhältnis Max/Min	140	410	-	20	4	30	-
B	max. Gehalt	60.0	11.1	293	241	204	250	10.129
	min. Gehalt	0.5	0.1	5	93	10	11	0
	mittlerer Gehalt**	16	2.0	91	141	67	131	2.848
	Verhältnis Max/Min	120	110	60	3	20	20	-

Tab. 4 Durchschnittliche Median-Konzentrationen sowie Wertebereiche von Kohlenstoff, Nährstoffen und verschiedenen Metallen in Holzaschen in mg g^{-1} bzw. mg kg^{-1} (Quellen: Vance 1996; Someshwar 1996; Pitman 2006)

Element	Median	Bereich	Element	Median	Bereich
mg g^{-1}			$\mu\text{g g}^{-1} (= \text{mg kg}^{-1})$		
C	254.5	69.2-493	As	10.0	3.0-63.3
N	0.6	0.2-0.9	Cu	68.2	3.4-210
P	6.4	0.3-15.6	Zn	316	35.2-1250
K	35.9	1.9-162.4	B	108.5	8.1-290
Ca	210.8	35.9-966	Cd	3.6	<1-20.8
Mg	26.4	3.2-117	Cr	30.8	3.4-130
S	6	0.8-18.0	Co	9.0	0.5-20
Na	3.9	0.6-23.0	Mo	10.2	<1-114
Fe	9.2	0.9-35	Pb	61.5	22.7-220
Al	11.3	<1-33.3	Hg	0.02	n.m.-2.8
Mn	7.8	<1-47.0	Ni	16.4	<1-97.3
			Se	0.00	n.m.-0.04

1.1.2 Verbrennungsprozess

Die Temperatur des Verbrennungsprozesses ist entscheidend für die chemische Zusammensetzung der Holzasche (Oberberger et al. 1997). Im Weiteren fallen nach dem Verbrennungsprozess hauptsächlich zwei Aschefraktionen an: die Flugasche mit Korngrößen $\leq 200 \mu\text{m}$ (Augusto et al. 2008) und die Rostasche mit grösseren Korngrößen. Diese beiden Asche-

fraktionen haben eine unterschiedliche chemische Zusammensetzung (Oberberger et al. 1997).

1.1.2.1 Verbrennungstemperatur

Einfluss auf Menge des Ascheanfalls:

Erfahrungsgemäss können beträchtliche Unterschiede im Ascheanfall und in der Aschezusammensetzung von kleinen Hausfeuerungen und von holzbetriebenen Grossfeuerungen festgestellt werden. Dabei liegt die Verbrennungstemperatur bei kleinen Hausfeuerungen meistens unterhalb von 700°C, bei Grossfeuerungen jedoch über 700°C. Etiégni und Campbell (1991) stellten bei der Verbrennung von Küstenföhre (*Pinus contorta*) eine Reduktion des Ascheanfalls um 45% fest, wenn die Verbrennungstemperatur von 500°C auf 1400°C erhöht wird und Misra et al. (1993) zeigten, dass dieser Temperatureffekt für verschiedene Baumarten unterschiedlich stark ist. Für fünf verschiedene Baumarten (zwei Eichenarten, Espe, Föhre, Liriodendron = Tulpenbaum) reduzierte sich der Ascheanfall um 23% bis 48% bei einer Erhöhung der Verbrennungstemperatur von 650°C auf 1300°C. Mit differentieller Thermogravimetrie konnten Misra et al. (1993) zeigen, dass sich im Temperaturbereich von 650°C bis 900°C Ca-Karbonate und über 900°C die K-Karbonate sowie zum Teil Ca- und K-Sulfate zersetzen und zu einem Massenverlust führen.

Einfluss auf Kohlenstoffgehalt der Asche:

Die Kohlenstoffkonzentration von Rostaschen (unverbrannte organische Substanz) betrug in kommerziellen Holzverbrennungen in den USA zwischen 7 und 49% (Tab. 4) mit einem Mittelwert von ungefähr 26% (Someshwar 1996), wobei die grösseren C-Konzentrationen von ungünstigen bzw. unvollständigen Verbrennungen bei relativ tiefen Temperaturen herrühren. Mit der Verbesserung der Verbrennungstechnik konnte die Vollständigkeit des Verbrennungsprozesses erhöht werden, so dass bei modernen Anlagen der C-Gehalt der Asche meistens unter 5%, vielfach sogar unter 1% liegt. Dies ist von einer gewissen Bedeutung, da ein C-Gehalt von mehr als 20% den Prozess der chemischen Verfestigung der Asche stört (Etiégni et al. 1991a).

Einfluss auf Makroelementgehalte der Asche:

Misra et al. (1993) untersuchten die Zusammensetzung der Holzasche von 5 verschiedenen Baumarten (siehe oben) in Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur. In der Abb. 1 sind die typischen Veränderungen in den Elementkonzentrationen der Asche relativ zum Ca-Gehalt in Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur für die Espe dargestellt. Der Ca-Gehalt der Asche wird dabei als relativ konstant angenommen. Die Muster für die anderen Baumarten sehen ähnlich aus wie jene für Espe (Misra et al. 1993). Naylor und Schmidt (1986) zeigten, dass die Verflüchtigung von K oberhalb von 800-900°C und jene von S oberhalb 1000-1200°C stattfindet, wobei 63-90% K und 7-55% S verloren gehen. Dies stimmt gut mit den Ergebnissen der Abb. 1 überein. Andere Autoren zeigten, dass S, B und Cu in der Asche mit zunehmender Verbrennungstemperatur abnehmen, was sie für Na und Zn nicht nachweisen konnten. Misra et al. (1993) fanden, dass die Gehalte von Mg, Zn, Mn, P und Si relativ zum Ca in Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur wenig variieren. Dies ist jedoch auch abhängig von der Baumart, wie die Werte von Si für Espe zeigen, welche sich erst oberhalb einer Temperatur von 800°C nicht mehr verändern (Abb. 1).

Die Aschezusammensetzung wird im Weiteren stark beeinflusst durch die Präsenz bzw. Absenz von Si, Mn, Fe oder Al, welche alle Oxide bilden können, die sich mit mehr alkalischen Komponenten von z.B. Ca, K oder Mg verbinden und gesinterte, keramikähnliche Ablagerungen bilden (Misra et al. 1993). Dies geschieht bei einer Temperatur um 800°C, weshalb bei dieser Verbrennungstemperatur die Makronährelementgehalte der Asche am grössten sind.

1.1.2.2 Aschefraktionierung

Die Rostasche, welche in der Brennkammer selber anfällt, ist für die Weiterverwendung als Dünger in der Land- und Forstwirtschaft besser geeignet als die Flugasche, die in Filteranlagen

anfällt. Der Grund dafür ist die Verflüchtigung von Metallen im Verbrennungsprozess vor allem bei höheren Temperaturen und die anschliessende Kondensation an kühleren Oberflächen in den Filteranlagen, was zu grossen Schwermetallgehalten in der Flugasche führt. In neueren Öfen wurden Hochtemperatur-Verbrennungstechniken entwickelt, um die Metalle zu verflüchtigen und durch Extraktion aus dem Gasstrom zu entfernen.

Niederbeger (2002) hat die elementare Zusammensetzung von Rost-, Zyklon- und Filterasche verglichen (Tab. 5) und festgestellt, dass vor allem Pb und Cd in Zyklon- und Filterasche bedeutend grössere Konzentrationen haben als in Rostasche.

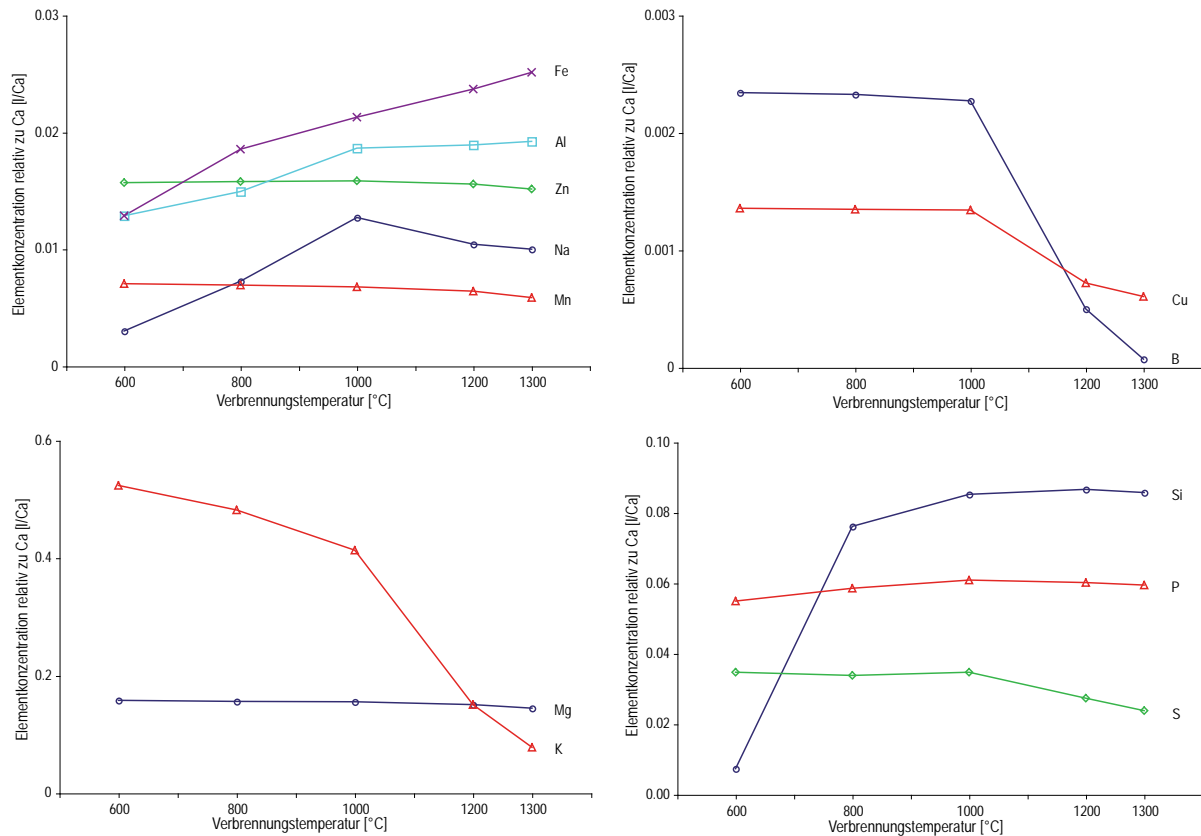


Abb. 1 Variation der auf Ca normalisierten Gehalte verschiedener Elemente in Asche von Espe (*Populus tremula*) in Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur. Der prozentuale Anteil von Ca in den Aschen variiert nur geringfügig und wird als konstant angenommen (Quelle: Misra et al. 1993).

Tab. 5 Mittelwerte und Spannweiten (in g/kg bzw. mg/kg) der Zusammensetzung der von Niederberger (2002) an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg in Freiburg untersuchten Holzaschefractionen (N = Anzahl Proben; n.m. = nicht messbar)

		Rostasche			Zyklonasche			Filterasche		
		Mittel N = 63 (Cr,Ni=46)	Spannweite		Mittel N = 41 (Cr,Ni=33)	Spannweite		Mittel N = 14 (Cr,Ni=12)	Spannweite	
			von	bis		von	bis		von	bis
pH		12.62	11.70	13.40	12.55	9.10	13.50	11.70	8.70	13.3
P	g/kg	11.97	1.55	27.55	11.64	0.57	25.76	13.10	2.13	22.44
K		62.00	11.15	135.58	64.64	10.87	165.10	80.37	5.60	219.6
Ca		271.81	105.40	408.10	257.12	16.10	438.90	185.51	105.60	268.1
Mg		26.27	9.62	61.43	24.29	2.21	56.91	19.39	8.01	41.7
Mn		10.20	0.64	34.67	9.63	0.81	39.23	12.23	1.17	45.1
Al		13.89	4.24	30.10	11.45	1.06	28.51	14.13	3.17	43.6
Fe		10.77	3.53	31.93	24.23	1.82	531.10	13.70	3.41	42.29
S		3.73	0.40	12.39	15.00	0.73	34.02	22.69	3.22	69.4
Zn		0.35	0.02	2.29	1.58	0.10	7.79	4.50	0.64	15.72
Cd		mg/kg	3.00	n.m.	20.30	24.60	2.06	110.33	34.70	5.57
Cr	61.54		1.30	473.60	71.75	5.00	419.30	113.32	18.00	621
Cu	162.39		14.00	542.30	173.15	43.50	493.00	277.04	94.80	1026.6
Ni	46.17		12.70	367.20	38.92	8.60	88.30	54.38	12.80	184.4
Pb	32.96		0.90	218.00	286.30	15.70	3527.00	294.84	24.10	1298.9

1.2 Organische Schadstoffe

Es sind hauptsächlich zwei Gründe, welche die Bildung von organischen Schadstoffen während der Verbrennung verursachen: (1) Eine unvollständige Verbrennung kann zur Emission von unverbrannten Schadstoffen wie Russ und zur Entstehung von PAH's (=polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) führen. (2) Schadstoffe wie PCDD's (= polychlorierte Dibenz-1,4-Dioxine) und PCDF's (=polychlorierte Dibenzofurane) entstehen als ungewollte Nebenprodukte der Holzverbrennung (sobald organischer Kohlenstoff, Sauerstoff und Chlor vorhanden sind) und werden sowohl in der Asche als auch im Gasstrom, welcher die Verbrennungsanlage verlässt, nachgewiesen (Wunderli et al. 2000).

Es gibt einige publizierte Arbeiten, welche den Gehalt an organischen Schadstoffen in Holzaschen untersuchten. In Tab. 6 sind die analysierten Werte für PCDDs und PCDFs zusammengefasst. Es fällt auf, dass die Medianwerte vergleichbar sind, dass es aber extreme Ausreisser von PCDD- und PCDF-Gehalten in Aschen sowohl nach unten, wie auch nach oben gibt, die sich um Größenordnungen von den Medianwerten unterscheiden.

Tab. 6 Gehaltsangaben aus der Literatur von organischen Schadstoffen in Rostaschen von Holzfeuerungen; * = nur Einzelmessung.

Die Toxizitätsäquivalente (TEQ) geben an, wie die Toxizität von vierfach- und höherchlorierten Dibenzodioxinen und -furanen im Verhältnis zum 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-1,4-dioxin = „Seveso-Dioxin = 1) zu beurteilen ist.

Quelle	PCDD		PCDF		Gehaltsangaben in:
	Bereich	Median	Bereich	Median	
Nestrick u. Lamparski, 1983	0.152 *				ppb (ng g ⁻¹)
Kuykendal et al., 1989	0.0002-1263	0.2	0.0003-5645	0.24	ppb (ng g ⁻¹)
Goldfarb et al., 1990	10.8-166.2		1.5-39.6		ppb (ng g ⁻¹)
Pohlandt u. Marutzky, 1994	0.26-0.54	0.4	0.05-0.08	0.065	ppb * TEQ
Lavric et al., 2004	0.0002-7.62	0.21			ppb * TEQ

Bundt et al. (2001b) analysierten 20 PAHs und 14 PCBs in Holzasche und stellten fest, dass bei der Ausbringung von 8 t ha⁻¹ Holzasche der Boden mit 13.4 mg m⁻² PAHs und 3 µg m⁻² PCBs belastet wird. Gleichzeitig wiesen sie die Gefahr der kurzfristigen Auswaschung in präferen-

tiellen Fließwegen nach. Reijnders (2005) betont, dass die Auswaschungsgefahr längerfristig bestehen bleiben kann und sich mit der Zeit sogar noch erhöht.

1.3 Form der Holzasche

Die Form, in welcher die Holzasche ausgebracht wird, hat einen grossen Einfluss auf Art und Heftigkeit der Reaktionen des Ökosystems. Asche wird hauptsächlich in drei Formen angewendet: in loser, pulverförmiger Form, in verfestigter Form oder als granuliert bzw. pelletierte Asche.

Lose Holzasche:

Mit der Anwendung von Asche in loser Form sind zahlreiche Probleme verbunden. Lose Holzasche birgt für den Menschen Gesundheitsrisiken, da es bei der Ausbringung eine grosse Staubentwicklung gibt und die feinen Staubpartikel Gesundheitsschäden durch Verätzungen unter anderem in der Lunge und den Atemwegen verursachen können (Hakkila 1989). Zudem ist eine gleichmässige Ausbringung schwierig und es braucht Ausbringungsgeräte, welche die Menge sehr fein dosieren können (Wilhoit und Qingyue 1996). Schliesslich ist lose Holzasche sehr gut löslich, was die Wirkung, sei sie positiv oder negativ, sehr verstärkt. Bereits kurz nach der Ausbringung kann lose Holzasche die Vegetation in der Strauch-, Kraut- und Moosschicht stark schädigen. Besonders gefährdet sind die Moose (Kellner und Weibull 1998).

Es gibt verschiedene Techniken, um die Holzasche zu verfestigen und die geschilderten negativen Auswirkungen der losen Form zu verringern. In Skandinavien werden vor allem die natürliche Verfestigung und die Granulierung angewendet.

Natürliche Verfestigung:

Bei der natürlichen Verfestigung wird lose Holzasche aus der Brennkammer bis auf einen Wassergehalt von 30% angefeuchtet und unter natürlicher Atmosphäre während rund 4 Wochen ausgehärtet (Steenari und Lindqvist 1997). Die Befeuchtung der Asche löst eine Reihe von chemischen Reaktionen aus, welche zum Teil zu sekundären Verbindungen mit geringerer Löslichkeit führen. Am Beispiel von Ca sind dies die Hydratation von CaO, wobei Ca(OH)_2 , sog. Portlandit, entsteht. Portlandit reagiert mit dem CO_2 der Luft weiter zu CaCO_3 (Kalzit), welches eine deutlich geringere Löslichkeit als CaO hat (Steenari et al. 1998). Im Verlauf dieser Karbonatisierung werden auch andere Minerale mit geringer Löslichkeit, wie z.B. Ettringit ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$), gebildet. Der Effekt der Karbonatisierung liegt nicht nur in einer geringeren Löslichkeit, sondern auch in einer Reduktion der Alkalinität der verfestigten Asche (Steenari et al. 1998). Nach der Verfestigung wird die Asche gebrochen und gesiebt, sodass die Aggregatgrösse kleiner als 5 mm ist.

Granulierung der Asche:

Bei der Granulierung wird lose Holzasche mit Wasser befeuchtet und vor der natürlichen Karbonatisierung mit einem Spezialgerät zu Kügelchen von 4-20 mm Durchmesser ausgerollt. Diese werden nach der Karbonatisierung auf einen Wassergehalt von < 5% getrocknet. Zum Teil werden während der Granulierung noch weitere Hilfsstoffe, wie z.B. Zement (Eriksson 1998b) oder Dolomit (Holmberg und Claesson 2001), in geringen Anteilen beigefügt, um die Verwitterbarkeit des Produktes weiter herabzusetzen.

Die Form der Aufbereitung der Holzasche beeinflusst die elementare Zusammensetzung der entsprechenden Produkte, weil während der verschiedenen Aufarbeitungen unterschiedliche Mengen an löslichen Bestandteilen ausgewaschen werden. Allgemein kann festgestellt werden, dass bei einem höheren Aufarbeitungsgrad der Ca-Gehalt abnimmt und der P-Gehalt zunimmt (Pitman 2006; Tab. 7). Es gilt allerdings zu bemerken, dass die von Pitman zitierten Analysen nicht vom gleichen Aschebatch stammen, der dann unterschiedlich aufgearbeitet wurde, sondern von Aschen, die zu verschiedenen Zeitpunkten gewonnen und dann unterschiedlich behandelt wurden (Kellner und Weibull 1998).

Tab. 7 Elementgehalte von loser Holzasche im Vergleich zu verfestigter und granulierter Holzasche (Quelle: Pitman 2006)

Aschetyp	Ca	Mg	K	Na	P	S	Zn	SiO ₂
Lose Holzasche	21.1	2.0	3.2	1.1	1.2	1.2	0.1	11.8
Verfestigte Holzasche	18.2	2.0	1.4	1.2	0.5	2.1	0.1	26.2
Granulierte Holzasche	16.4	1.6	4.0	0.9	2.2	2.2	0.1	22.0

1.4 Weitere Eigenschaften der Holzasche

Die oben aufgezeigte Zusammensetzung und die chemische Form der Bestandteile der Holzasche verleihen ihr ganz bestimmte Eigenschaften. Auf diese wird im Folgenden näher eingegangen.

1.4.1 Mineralogie

Die Heterogenität und komplexe mineralogische Zusammensetzung von Holzasche wurde von verschiedenen Autoren gezeigt (Etiégni und Campbell 1991; Misra et al. 1993; Steenari und Lindqvist 1997; Demeyer et al. 2001; Holmberg und Claesson 2001). Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen haben gezeigt, dass Holzasche grosse poröse Partikel von Kohlenstoff und verschiedene anorganische Partikel unterschiedlicher Grösse enthält (Etiégni und Campbell 1991). Einige dieser Partikel haben eine plättchenförmige Struktur, welche sich nach Benetzung aufweitet und eine Art Kristallstruktur bildet, die nach der Trocknung jedoch nicht wieder schrumpft. Dadurch können, so vermuten die Autoren, Bodenporen verstopft und die Bodendurchlüftung und Entwässerung behindert werden, wie es auch zum Teil nach Waldbränden oder bei Ascheausbringung in der Landwirtschaft beobachtet werden konnte.

Mit Röntgendiffraktometrie und Infrarot-Spektren wurden Oxide, Hydroxide und Karbonate der Alkali- und Erdalkalimetalle als Hauptbestandteile der Holzasche identifiziert (Etiégni und Campbell 1991; Ohno 1992; Erich und Ohno 1992a; Ulery et al. 1993). Während der Verbrennung von Holz wird die organische Substanz mineralisiert und die Alkali- und Erdalkalimetalle werden in ihre Oxide überführt, welche nach der Abkühlung der Holzasche langsam hydratisieren und karbonatisieren (siehe oben „natürliche Verfestigung“). Deshalb hat lose Holzasche einen grösseren Gehalt an Oxiden, während verfestigte und weiter aufgearbeitete Holzasche grössere Gehalte an Hydroxiden und Karbonaten aufweist (Holmberg und Claesson 2001).

1.4.2 Löslichkeit und Freisetzung von Nährstoffen

Das Löslichkeitsverhalten der Holzasche steht in direktem Zusammenhang mit der mineralogischen Zusammensetzung der Holzasche. Ein Jahr nach Ausbringung verliert lose Holzasche ca. 50-60% ihres K- und Na-Gehaltes (Steenari et al. 1998), während sich in verfestigter Holzasche Kalzit, Gips, Ettringit und weitere schwer lösliche Minerale bilden (Steenari et al. 1999), welche die Gesamtlöslichkeit der Holzasche herab setzen.

In einer Reihe von Laborexperimenten untersuchten Steenari et al. (1998) die Auswaschung von Nährstoffen aus verfestigten und granulierten Holzaschen während alternierenden Benetzungs- und Austrocknungszyklen, die typische Niederschlagsverhältnisse simulierten. Die verfestigte Holzasche mit geringerer Korngrösse verlor die Nährstoffe Ca und K schneller als die granulierten Holzasche, welche 90% ihres Gewichtes und ihre Struktur nach simulierten 2 Jahren Niederschlagsregime immer noch halten konnte. Nach dieser Zeit war die feinkörnig verfestigte Holzasche praktisch vollständig gelöst. Eriksson (1998a) untersuchte das Lösungsverhalten von loser Holzasche und von verschiedenen Korngrössenfraktionen von verfestigter Holzasche in Säulenexperimenten. Nach simulierten Niederschlägen von insgesamt 5 Jahren verloren die feinkörnigen Aschen einen Grossteil ihres K-, Na-, Cl- und SO₄-Gehaltes relativ rasch, während die entsprechenden Verluste bei der verfestigten, gorbkörnigeren Asche langsamer waren. Im Vergleich zu K und Ca ist P in Holzaschen viel weniger gut löslich und damit weniger pflanzenverfügbar (Naylor und Schmidt 1986; Ohno und Erich 1990; Erich und Ohno

1992b). In der Studie von Erich und Ohno (1992b) war die P-Verfügbarkeit am stärksten mit dem pH-Wert des Bodens korreliert, weil die Pufferkapazität und das Lösungsverhalten direkt zusammenhängen. In einer anderen Studie nahm die P-Verfügbarkeit mit zunehmender Ascheausbringung ab, weil durch vermehrte Ascheausbringung der pH-Wert stark angehoben wurde, was die P-Verfügbarkeit reduziert (Etiégni et al. 1991a; Clarholm 1994). Die Menge der durch Pflanzen aufgenommenen Nährstoffe aus der Holzasche widerspiegelt dementsprechend den Gehalt des entsprechenden Nährstoffes in der Asche, dessen relative Löslichkeit, eine allfällige Änderung der Nährstoffverfügbarkeit durch die pH-Änderung des Bodens, sowie den Nährstoffbedarf der Pflanze (Vance 1996).

Die Schwermetalle wurden relativ langsam freigesetzt und wo an dem Ort ihrer Freisetzung organische Substanz vorhanden war, wurden sie in nicht austauschbarer Form relativ stark gebunden (Eriksson 1998a). Insgesamt entsprach die Freisetzungsrates von Schwermetallen aus der Holzasche durch chemische Lösung zufälligerweise ungefähr jener bei der natürlichen Zersetzung von Streu in der organischen Auflage eines Föhrenstandortes durch biologische Prozesse (Laskowski und Berg 1993). Es gilt allerdings zu beachten, dass das Lösungsverhalten stark vom Verhältnis Feststoff:Flüssigkeit abhängt (Mellbo et al. 2008), womit feuchtere Klimate ein relativ grösseres Potential für die Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen aus der Holzasche aufweisen.

Diese geringe Löslichkeit der Schwermetalle steht auch in Zusammenhang mit dem relativ hohen pH-Wert in den Versuchsanordnungen und der Verfestigung der Aschen. Zhan et al. (1996) untersuchten die Schwermetalllöslichkeit in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Korngrössenfraktion von losen Holzaschen. Cd und Zn wurden bei einem pH-Wert ≤ 6.5 verstärkt gelöst, wobei in ihren Versuchen bei einem finalen pH-Wert zwischen 3 und 4 80-100% des totalen Cd und 70-90% des totalen Zn gelöst waren. Die Cr-Löslichkeit variierte stark zwischen den verschiedenen Aschen, die Cu-Löslichkeit war gering und Pb war praktisch unlöslich.

Nieminen et al. (2005) bestätigten die geringe Löslichkeit der Schwermetalle in verfestigter und granulierter Holzasche. Vor allem Pb, Ni und Cd zeigten eine sehr geringe Löslichkeit 3 und 5 Jahre nach Ausbringung. Von den Nährelementen wurden K, Na, B und S relativ leicht aus beiden Aschetypen ausgewaschen, wobei die Löslichkeit in granulierter Asche etwas geringer war. Während die Gehalte von Ca, Mg, Zn und Cr in der verfestigten Asche abnahmen, blieben sie in granulierter Asche konstant oder nahmen sogar etwas zu. Deshalb wird in den skandinavischen Ländern die Ausbringung von granulierter Holzasche bevorzugt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Löslichkeit der Elemente in Holzaschen sehr variabel ist (Ohno 1992; Khanna et al. 1994; Eriksson 1998a; Steenari et al. 1998; Nieminen et al. 2005; Nkana et al. 1998a). Die Nährelemente können in drei Gruppen mit unterschiedlicher Löslichkeit eingeteilt werden: (1) leicht lösliche Elemente (K, S, B, Na); (2) weniger gut lösliche Elemente (Ca, Mg, Si, Fe); (3) sehr schlecht lösliche Elemente (P). Diese Gruppierung resultiert hauptsächlich aus der Bindungsform der Elemente. K, S und Na liegen in der Holzasche als Salze vor (Steenari et al. 1999), welche durch Regenwasser sehr leicht gelöst werden. Ca liegt vor allem als Karbonat mit mittlerer Löslichkeit vor und P ist in Verbindungen mit sehr geringer Löslichkeit, wie z.B. Apatit bei hohem pH-Wert (Steenari und Lindqvist 1997), oder Fe- bzw. Al-Oxiden bei niedrigen pH-Werten, gebunden. Nilsson und Lundin (1996) begründeten die geringe P-Löslichkeit in ihrem Experiment ebenfalls mit den grossen Gehalten an Fe-Oxiden in den organischen Böden.

Die Löslichkeit der Elemente wurde oft auch in Feldstudien durch die Überwachung der Bodenlösung verfolgt, wobei in diesen Studien leider keine eigentlichen Löslichkeitsprodukte berechnet wurden. Kurz nach der Ascheausbringung (Grössenordnung wenige Wochen bis Monate) waren grosse Veränderungen in der Bodenlösung zu beobachten. Die Konzentrationen von K, Na und SO_4 zeigten extreme Spitzen (Rumpf et al. 2001; Ludwig et al. 2002; Park et al. 2004; Ozolincius et al. 2005), was auf die grosse Löslichkeit der erwähnten Salze zurückgeführt wird. Gleichzeitig stiegen die Ca- und Mg-Konzentrationen und der pH-Wert der Bodenlösung durch die Lösung der Karbonate signifikant an. In einigen Fällen (Kahl et al. 1996; Ludwig et al. 2000;

Ring et al. 2006) aber nicht immer (Brunner et al. 2004) stiegen auch die Konzentrationen von organischem Kohlenstoff und Nitrat. Der Effekt der Holzasche war vor allem in den obersten 10 bis 30 cm signifikant (Ludwig et al. 2002; Ozolincius et al. 2005), jedoch manchmal auch in tieferen Bereichen. Im Vergleich zur kurzfristigen Wirkung verbleiben langfristig (einige Monate bis einige Jahre) nur leicht erhöhte K-, Ca- und Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung (Williams et al. 1996; Rumpf et al. 2001; Saarsalmi et al. 2005; Ring et al. 2006). Die Veränderungen in der Bodenlösung nahmen mit der Ausbringungsmenge der Holzasche zu (Williams et al. 1996). Die Menge der Kationen in der Bodenlösung wird über die Menge der Anionen gesteuert, und die kann jahreszeitlich sehr variabel sein. Andererseits ist die Zusammensetzung der Bodenlösung ein Spiegel der Belegung des Austauschers der Bodenmatrix. Es stellt sich die Frage, ob durch die veränderte Zusammensetzung der Bodenlösung auch die Belegung des Kationen-austauschers, insbesondere mit basischen Kationen, beeinflusst wird. Der Einfluss der Ascheausbringung auf Kationenaustausch und Basenbelegung wird in Kap. 2 diskutiert.

1.4.3 Wasserspeicherkapazität

Etiégni und Campbell (1991) untersuchten die Veränderungen in der Struktur der Holzasche während der Befeuchtung und stellten fest, dass Holzasche grundsätzlich hydrophil ist und Wasser in den Poren einerseits physikalisch durch Kapillarkräfte, aber auch chemisch durch Hydratationswasser (Hydratation von Oxiden), speichert. Rasterelektronenmikroskopaufnahmen zeigten unterschiedlich geformte, anorganische Partikel mit feinen Schichten kristalliner Strukturen. Bei Befeuchtung quellen diese Partikel zu rosettenartigen Kristallen, was zu einer Volumenzunahme von rund 12% führt. Die möglichen Komponenten dieser Partikel stellten sich in Röntgendiffraktogrammen als Kalzit, Portlandit und Kalziumsilikate heraus. Nach Wiederaustrocknung der Proben blieben diese Strukturen erhalten, was zu einer nachhaltigen Erhöhung der Wasserspeicherkapazität führen kann.

1.4.4 Alkalinität

Holzasche hat einen hohen pH-Wert im Bereich von 8 bis 13, mit einem Median von etwa 12 (Augusto et al. 2008). Aufgrund dieses hohen pH-Wertes wird Holzasche in einigen Staaten der USA als schädlich klassiert und ihre Verwendung wird eingeschränkt (Pitman 2006). Der hohe pH-Wert verleiht der Holzasche aber gleichzeitig eine grosse Säureneutralisationskapazität (ANC = acid neutralizing capacity). Die Erhöhung des pH-Wertes eines Bodens, auf dem Holzasche ausgebracht wurde, ist das Resultat dieser ANC. Bei der Holzascheausbringung tragen viele bodenchemische und –physikalische Prozesse zur Säureneutralisation bei. Es sind dies unter anderen Kationenaustauschprozesse, welche Al-Ionen und Protonen vom Austauscher durch basische Kationen verdrängen und so die Basensättigung erhöhen sowie potentiell sauer wirkende funktionelle Gruppen der organischen Substanz deprotonieren und quasi neutralisieren.

Die ANC der Holzasche wird in Prozent der Säureneutralisationskapazität von reinem Kalk ausgedrückt (CCE = calcium carbonate equivalent). Vance (1996) publizierte CCE-Werte von 18 verschiedenen Holzaschen im Bereich von 13.2% bis 92.4% mit einem Median von 48.1%. Das heisst, dass die mittlere Säureneutralisationskapazität der Holzasche rund 50% jener von reinem Kalk entspricht und für die Neutralisation derselben Säuremenge also etwa doppelt so viel Holzasche wie Kalk verwendet werden muss. Ebenfalls von mittleren CCE-Werten um 50% berichten Meiwes (1995) und Naylor und Schmidt (1989). Wie der Bereich von 13.2% bis 92.4% bei Vance (1996) zeigt, ist die Variation unter den verschiedenen Holzaschen aber gross. Hakkila (1989) publizierte CCE-Werte von Aschen aus verschiedenem Brenngut und fand Werte für Asche aus reinem Holz von 115% bis 64% für Asche aus Holz-Borke-Gemischen. Dies verdeutlicht die Rolle, welche z.B. der Borkeanteil des Brenngutes auf die Reduktion der Alkalinität der Asche haben kann. Auch die Vollständigkeit der Verbrennung beeinflusst die Alkalinität. Bei unvollständiger Verbrennung und entsprechend grossem Anteil an Holzkohle in der Asche wird die Alkalinität reduziert (Pitman 2006). In diesem Zusammenhang spielt auch die Verbrennungstemperatur und die Lagerungsdauer der Asche eine wichtige Rolle. Gemäss

Etiégni und Campbell (1991) sind für die Alkalinität der Asche von Lodgepole pine (*Pinus murrayana* Grev. und Balf.) zu 92% Hydroxide und zu 8% Karbonate verantwortlich. Karbonate und Bikarbonate dominieren bei Verbrennungstemperaturen unterhalb 500°C, während Oxide vor allem bei Temperaturen oberhalb 1000°C entstehen. Oxide hydrolisieren in der Folge zu Hydroxiden und je länger die Asche gelagert wird, desto weiter schreiten die Karbonatisierungsprozesse (Umwandlung von Hydroxiden in Karbonate) voran, sodass mit zunehmender Lagerungszeit die Alkalinität der Asche sinkt.

2. Holzascheauswirkungen auf die abiotischen Bodeneigenschaften

2.1 Säurezustand des Bodens (pH-Wert, Basensättigung, austauschbare Kationen)

Gemäss Vance (1996) ist die Säureneutralisationskapazität der Hydroxide und Karbonate von Ca, Mg und K in der Holzasche eine der wichtigsten Eigenschaften für deren Nutzen bei einer Ausbringung. Ohno (1992) hat die Säureneutralisationskapazität von Holzaschen in kurzzeitigen Laborexperimenten (< 300 Sekunden) untersucht und gezeigt, dass der pH-Anstieg in Böden mit tiefem pH-Wert und geringem Gehalt an organischem Kohlenstoff besonders gross war.

Verschiedene Arbeiten zeigten, dass die Ausbringung von Holzasche den pH-Wert des Bodens erhöht und die austauschbaren Al-Gehalte in sauren Böden reduziert (Lerner und Utzinger 1986; Ohno und Erich 1990, 1993; Unger und Fernandez 1990; Etiégni et al. 1991a,b; Ohno 1992; Clapham und Zibilske 1992; Huang et al. 1992; Ulery et al. 1993; Kahl et al. 1996; Krejzl und Scanlon 1996; Meiwes 1995; Muse und Mitchell 1995; Naylor und Schmidt 1989; Williams et al. 1996; Arvidsson und Lundkvist 2003). Lundström et al. (2003a) haben zahlreiche Kalk- und Holzascheausbringungsexperimente gesichtet und festgestellt, dass 2 Monate bis 68 Jahre nach Ausbringung von Holzasche bzw. Kalk der pH-Wert in der organischen Auflage um 0.1 bis 2.4 pH-Einheiten, die Kationenaustauschkapazität (KAK) um 0 bis 510 mmol/kg und die Basensättigung (BS) um 9 bis 58% zunahm. Die Vergrösserung der KAK ist auf die Deprotonierung der funktionellen Gruppen der organischen Substanz und der Hydroxide bei erhöhtem pH-Wert zurückzuführen. Diese Bindungsstellen der variablen Ladungen sind dann nicht mehr durch Protonen blockiert und können wieder dem Kationenaustausch dienen. In den obersten Mineralbodenhorizonten betragen die entsprechenden Änderungen beim pH-Wert -0.4 bis +1.6 Einheiten, bei der KAK -100 bis +510 mmol/kg und bei der BS -0.3 bis +46%. Der Effekt wird direkt mit dem durch den Kalk zugeführten Ca und den damit erfolgenden Gleichgewichtsaustauschreaktionen in Verbindung gebracht. Vom zugeführten Ca waren nach 12 bis 25 Jahren noch 65 bis 75% im Boden vorhanden. Dementsprechend hat eine Kalkung den grösseren Effekt als eine Holzascheausbringung. Die abnehmenden pH-Werte und Basensättigungen im obersten Mineralbodenhorizont wurden nach Holzascheausbringung beobachtet (Eriksson 1998b; Eriksson et al. 1998). Der Grund dafür dürfte in der schnelleren Reaktion nach Holzascheausbringung im Vergleich zur Kalkung zu suchen sein. Durch die schnellen Austauschprozesse als Folge der grossen Löslichkeit der Aschekomponenten werden in der organischen Auflage durch pH-Erhöhung und Erhöhung der KAK viele Protonen verdrängt und mit der Bodenlösung in den Mineralboden verfrachtet, wo sie trotz vergleichsweise grossen Konzentrationen an Ca, Mg und K in der Bodenlösung zu einer Abnahme des pH-Wertes führen können. So haben Lundström et al. (2003b) berechnet, dass durch die Zunahme der KAK in der organischen Auflage um 85 bis 200 mmol/kg ein zusätzlicher Protonenfluss von 1.5 bis 3.5 mol/m² in den obersten Mineralboden resultiert.

Da der Chemismus der Bodenmatrix mit demjenigen in der Bodenlösung in einem Quasigleichgewicht steht, sind entsprechende pH-Veränderungen auch in der Bodenlösung festzustellen und die gemessenen Konzentrationen der Substanzen in der Bodenlösung widerspiegeln somit die Prozesse, welche an der Bodenmatrix ablaufen. Aufgrund der oben geschilderten Prozesse (pH-Erhöhung und Erhöhung KAK in der organischen Auflage) kann es vorkommen, dass der pH-Wert der Bodenlösung im Mineralboden von Aschebehandlungen tiefer ist als in der Kontrolle. Ingerslev (1997) und Högbom et al. (2001b) stellten in 40 bis 50 cm Tiefe eine pH-Reduktion von 0.6 pH-Einheiten 6 Jahre nach der Behandlung fest, und wo dies auftrat, auch eine

grössere Al-Konzentration (bis 170 μM). Diese Al-Konzentrationen waren sogar grösser als in benachbarten, versauerten Parzellen.

Verschiedene andere Arbeiten haben ebenfalls gezeigt, dass Holzascheausbringung im Vergleich zu einer Kalkung meistens einen schnelleren und stärkeren pH-Anstieg zur Folge hat, der jedoch weniger lang anhält (Clapham und Zibilske 1992; Muse und Mitchell 1995). Das liegt vor allem daran, dass die Hydroxide und Karbonate von Na und K, welche für einen bedeutenden Teil der Neutralisationskapazität verantwortlich sind, sehr gut löslich sind und im Boden nicht lange vorhanden sind. Kalziumkarbonat hingegen ist weniger gut löslich und kann den pH-Wert selbst drei Jahre nach Ausbringung im Oberboden in einem leicht alkalischen Bereich halten (Ulery et al. 1993).

Gemäss Ohno (1992) nimmt die Rate der Freisetzung der Säureneutralisation mit der Zeit ab. Grund dafür ist die Zusammensetzung der Holzasche, welche sich mit der Zeit zu Ungunsten der leicht löslichen, reaktiven Komponenten (Oxide und Hydroxide) verändert und sich dadurch weniger reaktive Bestandteile, wie Karbonate, relativ anreichern. Die Reaktionsrate hängt zudem von der Korngrösse der Asche ab. Feinkörnige Aschen reagieren sehr viel schneller und heftiger als grobkörnige (Vance 1996; Eriksson 1998a,b; Nohrstedt 2001; Nieminen et al. 2005).

Es muss auch erwähnt werden, dass ein pH-Anstieg die biologische Aktivität im Boden, d.h. auch die Mineralisation und Nitrifikation, ankurbelt, was zu C- und N-Verlusten (sowie weiteren Nährstoffen) und zu einer Abnahme der Säurepufferung führen kann (Meiwes 1995). Andererseits können dieselben Prozesse auch positive Auswirkungen haben, solange die erhöhte Mineralisation sich vor allem auf die organische Auflage beschränkt, dadurch mineralisierter Stickstoff und andere Nährstoffe in pflanzenverfügbarer Form in den Mineralboden gelangen und nicht ausgewaschen werden. Die Einarbeitung von organischer Substanz in den Mineralboden erhöht seine Speicherkapazität für Nährstoffe und Wasser. Ein nicht unwichtiger Aspekt einer pH-Erhöhung ist die Immobilisierung und in der Folge davon reduzierte Auswaschung von Schadstoffen aus dem Boden in die Vorfluter. Fransman und Nihlgard (1995) stellten keine genügend grosse pH-Erhöhung nach der Holzascheausbringung fest, um das leaching von Schadstoffen zu stoppen. Hingegen war die Aschegabe von 44 t/ha bei Williams et al. (1996) gross genug, um die Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser nicht weiter ansteigen zu lassen. Dies kann jedoch zu einer sogenannten „chemical time bomb“ führen: Wird der pH-Wert des Systems künftig nicht mehr im neutralen bis alkalischen Bereich gehalten und werden durch eine Aschegabe zusätzliche Schadstoffe, wie z.B. Schwermetalle, ins System eingebracht, können diese zu einem späteren Zeitpunkt durch natürliche oder anthropogen beschleunigte Versauerung mobilisiert werden. Allerdings sind Holzaschegaben von 44 t/ha unrealistisch gross.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine Holzascheausbringung in der Regel zu einer pH-Erhöhung im Oberboden sowie zu einer Erhöhung von KAK und BS führt. In der Bodenlösung von organischen Auflagen und humusreichen Oberböden nimmt der pH-Wert, die Ca- und Mg-Konzentration sowie die Konzentration an DOC und DON (gelöster organischer Kohlenstoff und Stickstoff) zu, während die Al-Konzentration abnimmt. Im tieferen Mineralboden sind ähnliche Tendenzen ebenfalls festzustellen. Zudem steigt im Unterboden oft die Nitratkonzentration in der Bodenlösung, verursacht durch eine verstärkte Mineralisierung und Nitrifizierung im Oberboden, an. Dies kann zu N-Verlusten durch Auswaschung führen. Bei Böden mit sehr mächtigen oder torfähnlichen organischen Auflagen ist oft ein Mobilisierungsschub von Protonen zu beobachten, der im mineralischen Unterboden zu einer Versauerung (tieferer pH-Wert und grössere Al-Konzentration) und SO_4^{2-} -Mobilisierung führen kann.

2.2 Makroelemente

Kohlenstoff und Stickstoff: Da Holzasche generell wenig Stickstoff (N) und Kohlenstoff (C) enthält, hat seine Ausbringung eine relative Verknappung von N zur Folge. Zusätzlich sind die oben erwähnten potentiellen Auswaschungsverluste durch erhöhte Nitrifikation (Weber et al. 1985; Meiwes 1995; Pietikäinen und Fritze 1995; Pitman 2006) zu berücksichtigen. Ähnlich ver-

hält es sich beim Kohlenstoff, der durch Mobilisierung verstärkt ausgewaschen werden kann (Kahl et al. 1996). Augusto et al. (2008) fanden in ihrer Metaanalyse jedoch wenig Hinweise auf signifikante Veränderungen von totalem C- und N-Gehalt sowie verändertes C/N-Verhältnis. Von den von ihnen berücksichtigten Arbeiten fanden nur Sartori et al. (2007) signifikante Unterschiede im C- und N-Gehalt zwischen Behandlung und Kontrolle und keine Unterschiede im C/N-Verhältnis. Dies hängt vermutlich mit der Aschemenge zusammen, die bei Sartori et al. (2007) mit 18 t/ha grösser war als bei anderen Studien. Die Stickstoffmobilisierung hat eine grosse Bedeutung in podsolierten Böden und Mooren in Skandinavien (Högbom et al. 2001a). Neben einer pH-Erhöhung sind eine erhöhte mikrobielle Biomasse nach Ascheausbringung sowie eine Veränderung in der Ektomykorrhizagemeinschaft verantwortlich für die grössere N-Mineralisierung (Taylor und Finlay 2003), obwohl andere Autoren bei geringeren Aschegaben nach 4 Jahren keine Effekte beobachten konnten (Lundström et al. 2003a). Die meisten publizierten Arbeiten zeigen jedoch, dass der ursprüngliche N-Gehalt des Bodens, sein pH-Wert und die Menge der ausgebrachten Asche die hauptsächlich bestimmenden Faktoren für potentielle N-Verluste sind (Pitman 2006).

Demzufolge ist die Holzasche als N-freier Dünger zu betrachten und sein Einsatz kann dort gerechtfertigt sein, wo Nährstoffungleichgewichte, z.B. erhöhte N/P-Verhältnisse durch grosse N-Einträge, vorkommen (Fransman und Nihlgard 1995; Clarholm 1994).

Andere Makronährelemente: Holzasche ist eine direkte Quelle von Makronährelementen wie P, Ca, Mg und K (Unger und Fernandez 1990; Ohno und Erich 1990; Ohno 1992; Meiwes 1995; Kahl et al. 1996; Williams et al. 1996). Die Rate, mit welcher die Nährstoffe pflanzenverfügbar werden, hängt von der Löslichkeit der Komponenten der Holzasche ab. Da die Zusammensetzung von Holzasche komplizierter ist als z.B. jene von Kalk, ist ihre Löslichkeit schwer vorhersagbar. Holzasche enthält verschiedene Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , ...), und jedes dieser Kationen bildet Oxide, Hydroxide, Karbonate und Bikarbonate mit jeweils unterschiedlichen Löslichkeiten (Ohno 1992; Erich und Ohno 1992a; Ulery et al. 1993). Zudem ist die Änderung der Nährstoffverfügbarkeit nach Holzascheausbringung von drei Faktoren abhängig: (1) Menge und Form der Nährstoffe in der Holzasche, (2) Ausmass der Verschiebung der pH-abhängigen Gleichgewichte im Boden und (3) Änderungen (meistens Zunahme) der mikrobiellen Aktivität. Aufgrund von Lösungsexperimenten mit verschiedenen Verhältnissen von Asche:Wasser haben Khanna et al. (1994) die Makronährelemente in folgende Kategorien unterschiedlicher Löslichkeit eingeteilt: K löst sich sehr schnell (> 50% des Totalgehalts), Ca und Mg lösen sich umso schneller, je kleiner das Asche:Wasser-Verhältnis ist und P ist relativ unlöslich. Ähnliche Löslichkeitsverhältnisse fanden Ohno und Erich (1990) sowie Meiwes (1995) unter Einsatz von gepufferten Salzlösungen als Extraktionsmittel, welche die Pflanzenverfügbarkeit unter natürlichen Verhältnissen simulieren sollen.

Es ist aber nicht nur die Löslichkeit, welche die Pflanzenverfügbarkeit beeinflusst, sondern das weitere Schicksal des gelösten Nährstoffes im chemischen Bodenmilieu. Naylor und Schmidt (1986) zeigten, dass nur 20 – 40% des K der Holzasche effektiv pflanzenverfügbar sind, da ein grosser Teil im Boden chemisch-physikalisch immobilisiert wird. Das kontrastiert mit einer 65 – 70%igen Verfügbarkeit von K bei kommerziellen Düngern. Allerdings gilt es zu bemerken, dass für Wälder eine langsame Verfügbarkeit durchaus erwünscht ist. Diese ist gewährleistet, wenn die chemisch-physikalische Immobilisierung reversibel ist und K auf diese Weise über einen grösseren Zeitraum langsam wieder für die Pflanze verfügbar wird.

Die Resultate von Untersuchungen zur P-Verfügbarkeit nach Holzascheausbringung sind sehr variabel. So stellte Clarholm (1994) in einem sandigen, sauren Boden eine grössere P-Verfügbarkeit nach Ascheausbringung fest, wogegen Fransson et al. (1999) in ähnlichen Böden keine signifikanten Unterschiede fanden. Die Biochemie von P in sauren Böden ist stark durch die jeweiligen Bodeneigenschaften und vor allem durch die P-Adsorptionskapazität bestimmt (Morel et al. 1996; 2000). Einige Resultate aus der Literatur seien an dieser Stelle erwähnt. Die Wiederfindung von Phosphor 5 Jahre nach Ascheausbringung auf zwei Böden mit unterschiedlichem pH-Wert war auf dem saureren Boden vier mal grösser, was bedeutet, dass die Bäume weniger P aufgenommen haben und/oder weniger P ausgewaschen wurde (Jacobson et al.

2004). Es ist möglich, dass P in schlecht löslichen Phosphaten von Aluminium oder okkludiert in Tonmineralen relativ stark gebunden wird (Ohno und Erich 1990; Erich 1991; Erich und Ohno 1992b). Clarholm (1994; 1998) vermutet, dass P in der Holzasche nicht in wasserlöslicher Form vorliegt, sondern biochemisch erst verfügbar gemacht werden muss. Sie untersuchte die Pfade von P im Boden, indem sie den Weg des stabilen Isotops ^{32}P durch den Humus und die Feinwurzeln der Bäume verfolgte. Es schien, dass P vor allem durch die Mikroorganismen im Rhizosphärenbereich aufgenommen wurde, da die Aufnahme sehr stark negativ mit dem P/C-Verhältnis dieser Mikroorganismen korreliert war, d.h. je weniger P die Mikroorganismen enthielten (je kleiner das P/C-Verhältnis) desto stärker wurde P aufgenommen. Clarholm vermutet, dass die Mikroorganismen als Zwischenspeicher fungieren und P später für die Pflanzen wieder verfügbar wird. Somit interagieren der Bodentyp und die Bodeneigenschaften zusammen mit der Bodenbiologie stark mit der P-Verfügbarkeit, was Augusto et al. (2008) zur Vermutung veranlasst, dass die zum Teil widersprüchlichen Resultate aus der Literatur auf diesen Umstand zurückzuführen sind.

Wie bereits für P erwähnt, bestimmt im Allgemeinen die Adsorptionskapazität und die Adsorptionsstärke eines Bodens zusammen mit den Bedürfnissen der Bodenmikroorganismen die Pflanzenverfügbarkeit eines bestimmten Nährelementes. Bestimmte Elemente, die nach Ascheausbringung in der Bodenlösung gefunden wurden, stammen nicht aus der Holzasche, sondern aus dem Boden (Demeyer et al. 2001). Diese wurden durch die Verschiebung von Gleichgewichten als Folge der Holzascheausbringung von ihren Bindungsstellen verdrängt. Dadurch, und vor allem auch durch die Lösungsprozesse von Komponenten der Holzasche steigt die Konzentration von Makronährelementen (Kationen und Anionen) in der Bodenlösung in Folge der Holzascheausbringung markant an, was einerseits positiv für die Pflanzen sein kann, andererseits aber auch das Risiko von Auswaschungsverlusten mit sich bringt (Kahl et al. 1996; Williams et al. 1996).

2.3 Mikroelemente

Holzasche enthält grosse Mengen an Mikroelementen, wobei darunter sowohl Mikronährstoffe, als auch Schadstoffe ohne essentielle pflanzenphysiologische Funktion zu verstehen sind. Die Holzascheausbringung führt vorerst zu einer Reduktion der Löslichkeit und Verfügbarkeit von Fe, Mn, Zn und Cu (Clapham und Zibilske 1992; Krejzl und Scanlon 1996), vor allem verursacht durch die pH-Erhöhung (Lindsay 1979). Wenn der pH-Wert mit der Zeit wieder abnimmt, steigt die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit der Mikroelemente an.

Schwermetallkontamination: Unter den Mikroelementen wird hier ein spezieller Fokus auf die Schwermetalle gerichtet. Unter Berücksichtigung der grossen Variabilität der Schwermetallgehalte in den verschiedenen Holzaschen ist es nicht sinnvoll, maximale Ausbringungsmengen zu definieren, bei denen die in den verschiedenen Gesetzen und Verordnungen festgelegten Grenzwerte eingehalten werden können. Vance (1996) und Campbell (1990) haben die in den USA geltenden Grenzwerte für die Ausbringung von Klärschlamm mit den in die Böden eingebrachten Schwermetallmengen bei Holzascheausbringung verglichen. Sie fanden, dass die Ausbringung von bis zu 10 t/ha Holzaschen aus kommerziellen Verbrennungen die löslichen Schwermetallkonzentrationen in den Böden auf ein Niveau anhebt, welches immer noch um Faktoren zwischen 10 und 50 unterhalb der erwähnten Grenzwerte liegt. Sie vermuten sogar, dass eher die starke pH-Erhöhung als die Schwermetallkontamination die Holzascheausbringung limitiert. Dazu gilt es allerdings zu sagen, dass die pH-Erhöhung über die Form der Holzascheausbringung einigermaßen kontrolliert werden kann und dass sie mit der Zeit wieder abklingt. Schwermetalle reichern sich dagegen über lange Zeiträume und bei wiederholter Ascheausbringung immer stärker an. Zudem sind die löslichen Konzentrationen bei hohen pH-Werten für die meisten Schwermetalle gering. Bei einer pH-Erniedrigung nimmt die Löslichkeit jedoch zu und damit auch die potentielle Gefährdung, was den obigen Vergleich von Vance (1996) und Campbell (1990) stark relativiert.

Unter den Schwermetallen ist die Wirkung von Cd auf die Ökosysteme von besonderer Bedeutung, da es ausschliesslich giftig ist. Cadmium ist eines von 4 Schwermetallen, für das

durch die UNECE kritische Belastungsraten (critical loads) berechnet wurden (Hettelingh et al. 2002). Alloway (1995) hat gezeigt, dass der pH-Wert, der Gehalt an organischem Material und der Gehalt an Hydroxiden die zentralen Grössen sind, welche die Cd-Adsorption steuern. Bei Ascheausbringung ist das Risiko einer Cd-Auswaschung deshalb gering, weil die Asche selbst viele Hydroxide enthält, unter anderem auch Mn-Hydroxid, an das Cd besonders stark bindet, und weil im Boden selber zahlreiche Hydroxide von Al und Fe vorhanden sind.

Die Zn-Gehalte von Holzaschen scheinen im Vergleich zu anderen Schwermetallen relativ gross zu sein. Es gilt allerdings zu berücksichtigen, dass Zn ein essentielles Element für die Pflanzen ist und dass die entsprechenden Grenzwerte für Zn höher sind als für andere Schwermetalle.

Allgemein findet man in der Literatur kaum Hinweise, dass mit der Holzascheausbringung Schwermetallgrenzwerte im Boden überschritten werden. Über die spezifischen toxischen Effekte der Schwermetalle gibt das Kapitel über die biologischen Effekte Auskunft.

3 Biologische Effekte einer Holzascheausbringung

3.1 Bodenvegetation und Baumwachstum

Vor allem in den Skandinavischen Ländern wurde in jüngster Vergangenheit intensive Forschung über den Effekt von Holzascheausbringung auf die Waldvegetation durchgeführt (Silfverberg 1995; Ludwig et al. 2000; Arvidsson und Lundkvist 2002; Olsson und Kellner 2002; Jacobson und Gustafsson 2001; Jacobson 2003). Es wurden auch einige Übersichtsartikel publiziert (Eriksson et al. 1998; Demeyer et al. 2001; Ingerslev et al. 2001; Lundström et al. 2003a; Pitman 2006; Augusto et al. 2008). Viele dieser Studien legten einen speziellen Fokus auf den Einfluss der Holzascheausbringung auf das Wachstum der Pflanzen, speziell der Bäume, weil dies für die Forstindustrie der entsprechenden Länder von zentraler Bedeutung ist.

3.1.1 Bodenvegetation

Allgemein: Praktisch alle der publizierten Arbeiten, welche den Einfluss der Holzasche auf die Bodenvegetation zum Ziel hatten, fanden ähnliche Resultate (Kellner und Weibull 1998; Jacobson und Gustafsson 2001; Arvidsson et al. 2001; Moilanen et al. 2002): eine Abnahme des Deckungsgrades von Moosen und Zwergsträuchern, wohingegen Gräser und Kräuter gefördert wurden. Diese Effekte variierten jedoch beträchtlich in Abhängigkeit vom Bodentyp. Auf sauren, sandigen Böden (Kellner und Weibull 1998; Jacobson und Gustafsson 2001; Arvidsson et al. 2001) waren die Effekte in den ersten Jahren nur schwach und später für die meisten Arten nicht mehr signifikant. Auf der anderen Seite verursachte die Holzascheausbringung auf Mooren eine vollständige Veränderung der Krautvegetation (Moilanen et al. 2002). Generell gilt, dass die Effekte mit der Ausbringungsmenge zunahmen.

Moose: Jacobson und Gustafsson (2001) untersuchten den Einfluss einer Holzascheausbringung (3 bis 9 t/ha) auf die Bodenvegetation. Sie stellten nur geringfügige Änderungen in der Vegetationsbedeckung fest. Hingegen zeigten die drei am stärksten verbreiteten Moose (*Dicranum polysetum*, *Hylocomium splendens* und *Pleurozium schreberi*) zu Beginn deutlich sichtbare Schädigungen. Zwei Jahre nach der Ausbringung begannen sie sich zu erholen und 5 Jahre danach waren keine Schäden mehr zu beobachten. Diese Schäden waren nicht zu beobachten, wenn verfestigte Holzasche ausgebracht wurde, weil die Wirkung der Holzasche auf die Moose direkt von der Kontaktfläche der Moose mit den Aschepartikeln abhängt. Die Moose litten unter der losen Holzasche, weil die Kontaktfläche sehr gross ist und weil die Hydratations- und Karbonatisierungsreaktionen mit entsprechenden pH-Veränderungen unmittelbar auf ihrem Gewebe stattfanden und so zu einem Verbraunen und Absterben der oberirdischen Triebe führten. Pitman (2006) berichtet von ähnlichen Resultaten, wobei er nach der Erholung der Moose eine Artverschiebung zugunsten von *Pleurozium schreberi* und zulasten von *Dicranum polysetum* und *Ptilium crista-castrensis* feststellte. Bei den Flechten waren zu Beginn keinerlei

Schädigungen zu beobachten, hingegen ging die Deckung der Flechten 5 Jahre nach der Ascheausbringung signifikant zurück (v.a. *Cladina*-Spezies). Deshalb schlugen die Autoren Vorschriften zu den chemischen und physikalischen Eigenschaften (z.B. Form der Stabilisierung, Schwermetallgehalt) der auszubringenden Holzaschen vor und Kellner und Weibull (1998) empfehlen in Gebieten, wo die Moose einen wichtigen Bestandteil des Ökosystems bilden, Ausbringungsmengen von < 2 t/ha.

Biodiversität: Arvidsson et al. (2001) stellten nach einer Ausbringung von 3 t/ha verfestigter Holzasche keine signifikanten kurzfristigen Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Krautschicht und keine Abundanzveränderungen fest. Hingegen fanden Levula et al. (2000), dass die Deckung von Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*) nach Ausbringung von 5 t Holzasche pro ha leicht zurückging. Die Aufnahme von Nähr- und Schadstoffen durch die Pflanzen der Krautschicht scheint gering zu sein. So fand Nilsson (2001) keine Veränderung der Gehalte von Ca, Mg, K, Cd oder Zn in Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus*) und Levula et al. (2000) keine erhöhten Gehalte von Schwermetallen und sogar kleinere Gehalte von ¹³⁷Cs in den Beeren von Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*). Perkiömäki et al. (2003) bestätigen diese Resultate. Dies gilt für organische Böden und für Mineralböden. Auf Mineralböden war sogar der Ertrag von Beeren nach Ascheausbringung grösser.

Hingegen zeigte eine langfristig angelegte Studie von Moilanen et al. (2002) in einem drainierten Flachmoor mit Föhrenbestockung in Finnland (1933 drainiert) starke und lang anhaltende Einflüsse auf die biologische Aktivität nach Ascheausbringungen von 8 und 16 t/ha (Start Ascheexperiment: 1947). Die Zusammensetzung der Krautschicht veränderte sich in der Aschebehandlung von Moosen und Zwergsträuchern zu Gräsern und Kräutern. Im Gegensatz zur Studie von Arvidsson et al. (2001) war jedoch bei Moilanen et al. (2002) die Aschemenge viel grösser und es handelte sich um ein drainiertes Moor mit grossem Gehalt an organischer Substanz, einer gleichzeitigen Veränderung des Wasserhaushaltes und in der Folge davon verstärkter Mineralisierung der organischen Substanz. Die Untersuchung von Jacobson und Gustafsson (2001) ergab einen Rückgang im Deckungsgrad der Zwergsträucher unter Föhre in Zentralschweden, während in einem drainierten Moor in Finnland nach Ascheausbringung die stickstoffliebenden Arten wie *Cirsium helenoides*, *Daphne mezereum*, *Paris quadrifolia*, *Prunus padus* und *Urtica dioica* mit der Zeit dominant wurden (Silfverberg und Hotanen 1989 in: Pitman 2006). Auch wurde festgestellt, dass Heidekraut (*Calluna vulgaris*) mit der Zeit durch Gräser wie *Deschampsia flexuosa* verdrängt werden kann, obwohl am gleichen Standort der Deckungsgrad der Preiselbeere unverändert blieb (Arvidsson et al. 2001, 2002).

Olsson und Kellner (2002) untersuchten die Etablierung der Krautschicht nach Kahlschlag und anschliessender Holzascheausbringung bzw. Kalkung. Sie fanden bei beiden Behandlungsvarianten ähnliche positive Korrelationen der Holzascheausbringung mit dem pH-Wert in der organischen Auflage und der Anzahl etablierter Pflanzenarten in der Krautschicht und vermuteten deshalb, dass die pH-Veränderung einen Einfluss auf das Keimverhalten der Krautpflanzen haben könnte.

3.1.2 Baumwachstum

Vance (1996) vermutet, dass eher Harthölzer von einer Ascheausbringung profitieren könnten, da sie im Vergleich zu Weichhölzern einen grösseren Bedarf an basischen Kationen (Ca, Mg, K) haben. Die Nährstoffverhältnisse für ein optimales Wachstum von Harthölzern sind P:K:Ca:Mg = 1:5:20:2.5 (Pitman 2006) und Holzaschen haben durchschnittlich ein entsprechendes Verhältnis von 1:7:45:2.5 (Vance 1996). Trotzdem handelt die publizierte Literatur vor allem von Weichhölzern (meistens Koniferen). Die Effekte von Holzascheausbringung auf das Baumwachstum müssen getrennt nach Beständen auf Mineralböden und solchen auf organischen Böden, d.h. vor allem Mooren (drainierte, gepflügte, usw.), diskutiert werden. Der Grund dafür liegt in der zentralen Rolle, welche der Bodentyp bei der Reaktion im pH-Wert und damit in der Dynamik der Nährelementverfügbarkeit, vor allem von Stickstoff, in dieser Frage einnimmt (Aronsson und Ekelund 2004).

Organische Böden: Nilsson (2001) untersuchte den Elementkreislauf in einem gepflügten Moor in Finnland sowie die Nährstoffaufnahme durch die Vegetation. Die von ihm berücksichtigten Baumarten waren Erle (*Alnus* spp.), Birke (*Betula pubescens*), Weide (*Salix* spp.), Fichte (*Picea abies*) und Föhre (*Pinus sylvestris*). Er stellte fest, dass der Umbruch des Moores und die Aschedüngung den pH-Wert erhöhten und die Mineralisierung ankurbelten, so dass von allen Nährstoffen genügende Mengen für ein nachhaltig verstärktes Wachstum aller untersuchten Baumarten vorhanden waren. Auch Moilanen et al. (2002) fanden einen verstärkten Volumenzuwachs (13 bis 17 mal grösser als in der Kontrolle) bei Föhre (*Pinus sylvestris*) auf einem drainierten Flachmoor 47 Jahre (1947-1994) nach Holzascheausbringung (8 und 16 t/ha). Sie stellten auch eine Zunahme der Nährstoffmengen sowie der Respiration (CO_2 -Entwicklung) fest. Der verfügbare Stickstoffgehalt war bei der niedrigeren Aschedosis in 0-20 cm Tiefe im Boden 18 mal grösser als in der Kontrolle und der verfügbare Phosphor 9 mal grösser bei gleichzeitig verstärktem Abbau der organischen Substanz. Den grössten Effekt von Holzasche auf das Baumwachstum fanden Ferm et al. (1992), in deren Versuch der Vorrat einer Föhrenaufforstung von 15 m^3/ha in der Kontrolle auf 70 m^3/ha in der Aschebehandlung (5 und 10 t/ha) zunahm. Da der N-Gehalt in Holzaschen sehr gering ist, wurden die grössten Effekte der Holzascheausbringung auf das Baumwachstum auf N-reichen Standorten oder bei Ausbringung von mit N angereicherten Holzaschen festgestellt (Aronsson und Ekelund 2004). In Mooren, welche drainiert oder gepflügt werden, verändert sich der Wasserhaushalt so stark, dass der Abbau des organischen Materials und die Freisetzung der darin gespeicherten Nährstoffe stark gefördert wird. Dadurch wird den Bäumen der Stickstoff zur Verfügung gestellt, der in der Holzasche für ein verstärktes Baumwachstum fehlt. Högbom (2001a, 2001b) berichten von einer Ausnahme dieser Regel. Sie behandelten einen mit Stickstoff stark belasteten, sauren Boden mit 4.2 t Holzasche pro ha. Dadurch wurde die N-Mineralisation, wie in anderen Fällen auch, stark angekurbelt, was zu einer sehr grossen Menge sehr mobilem Nitrat führte, welches ausgewaschen wurde, bevor es durch die Vegetation aufgenommen werden konnte.

In Finnland wurden intensive und langfristige Studien zur Wirkung von Holzasche in meliorierten, sehr nährstoffarmen Mooren durchgeführt (Silfverberg und Moilanen 2001). Die Resultate zeigten, dass nach Holzascheausbringung vielfältig positive Wachstumsreaktionen der Bäume festgestellt werden konnten, und dass vielfach auch eine Artverschiebung und ein verändertes Keimverhalten der Pflanzen in der Krautschicht auftrat (Silfverberg 1995; Hytönen und Kaunisto 1999; Moilanen et al. 2002). Da diese Moore sehr nährstoffarm sind und durch die Melioration Stickstoff verstärkt mineralisiert wird, ist der wachstumslimitierende Faktor nicht mehr N, sondern P und K (Silfverberg und Moilanen 2001). Da viele dieser Moorwälder in Finnland natürlicherweise von geringer Produktivität sind und eine wirtschaftliche Holznutzung vielfach nicht gegeben ist, sollte auf solchen Standorten eine Holzascheausbringung nur als Düngung und nicht als Nährstoffrückführung betrachtet werden.

Mineralböden: Im Gegensatz zu organischen Böden haben Mineralböden einen geringeren Vorrat an organischer Substanz und damit auch ein deutlich geringeres Stickstoffreservoir. Somit ist der wachstumslimitierende Faktor bei Holzascheausbringung der Stickstoff (Jacobson et al. 2000) und im Gegensatz zu organischen Böden sind starke Wachstumsreaktionen hier nicht zu erwarten, es sei denn, die Mineralböden hätten mächtige organische Auflagen, aus denen bei Holzascheausbringung und danach folgender verstärkter Mineralisierung grosse Mengen Stickstoff pflanzenverfügbar werden. Jacobson (2003) untersuchte den Zuwachs in Nadelwäldern nach N-Düngung, Holzascheausbringung und einer Kombination von beidem. Die Resultate zeigten eine signifikante Zunahme des Zuwachses bei N-Düngung und Holzascheausbringung mit N-Düngung, aber keine oder nur eine sehr geringe Reaktion bei alleiniger Holzascheausbringung. Ein interessantes Resultat war auch ein verstärkter Zuwachs auf stickstoffreichen Mineralböden nach Holzascheausbringung, hingegen gar ein geringerer Zuwachs auf stickstoffarmen Mineralböden, ohne dass diese Resultate jedoch signifikant waren.

In unserem schweizerischen Experiment fanden Hallenbarter et al. (2002) einen grösseren Zuwachs bei Fichte (*Picea abies*) nach Ausbringung von 4 t Holzasche pro ha auf einer sauren Braunerde.

Sämlinge von Bäumen: Die Sämlinge von Bäumen verdienen eine spezielle Betrachtung, da die Pflanze in diesem frühen Stadium der Entwicklung eine andere Physiologie und Physiognomie als ein ausgewachsener Baum besitzt und deshalb vermutlich auch anders auf eine Aschebehandlung reagiert. Zum Thema der Holzaschewirkung auf Sämlinge von Bäumen finden sich in der Literatur entweder positive (Mahmood et al. 2003), nicht signifikante (Unger und Fernandez 1990; Herrero et al. 2007) oder negative (Staples und Van Rees 2001; Mandre et al. 2004) Effekte auf das Wachstum und die Überlebensrate der Sämlinge. Einige Experimente von Holzascheausbringungen zeigten komplexe Interaktionen der Reaktion der Sämlinge auf die Ausbringungsmenge (Rikala und Jozefek 1990; Ne'eman et al. 1993), in Abhängigkeit der Baumart der Sämlinge (Ne'eman et al. 1993), auf die Zeit zwischen Ascheausbringung und Etablierung der Sämlinge (Thomas und Wein 1990, 1994) und möglicherweise auf den Bodentyp (Mineralböden, organische Böden -> siehe oben). Augusto et al. (2008) interpretierten diese zum Teil konfuse Ergebnisse wie folgt: Die Anwendung von Holzasche, welche einen hohen pH-Wert, eine grosse Säureneutralisationskapazität sowie einen grossen Salzgehalt besitzt, kann grosse biochemische Veränderungen im Boden zur Folge haben und kann dadurch grosse Veränderungen in der Pflanzenphysiologie verursachen. Da Sämlinge sehr viel empfindlicher und weniger elastisch auf solche Veränderungen reagieren als ausgewachsene Bäume, ist ihre Reaktion, sei sie positiv oder negativ, viel ausgeprägter als jene eines erwachsenen Baumes.

3.1.3 Nadel- und Blattspiegelwerte

Arvidsson und Lundkvist (2002) führten eine Untersuchung zur Nährstoffkonzentration in Nadeln 5 Jahre nach einer Holzascheausbringung (3 t/ha) durch. Sie stellten erhöhte P-, K- und Ca-Gehalte in allen untersuchten Beständen, unabhängig von Klima und Bodenfruchtbarkeitsindizes, fest. Daraus lässt sich die Vermutung ableiten, dass die Nährstoffgehalte in den Nadeln wahrscheinlich mit den Elementgehalten in der Asche und den Aschemengen erklärt werden können und die Autoren zogen die Schlussfolgerung, dass die Anwendung von Holzasche Nährstoffe ersetzen könnte, welche zuvor durch Vollbaumnutzung entfernt wurden. Jacobson (2003) stellte ebenfalls einen Trend zu steigenden Nährelementkonzentrationen in den Nadeln 3 bis 5 Jahre nach Holzascheausbringung fest, wobei nur die Veränderungen von K und B signifikant waren. Auf der anderen Seite konnten Hallenbarter et al. (2002) in der Schweizer Studie keine Veränderungen weder in den Nährstoffkonzentrationen noch in den Verhältnissen der Nährstoffe in Nadeln von Fichte (*Picea abies*) feststellen. Zu dieser Studie gilt es allerdings zu bemerken, dass die Nadelspiegelwerte bereits vor der Holzascheausbringung hoch waren und damit keine Verbesserung erwartet werden konnte. Es kommt also sehr stark auf den Zustand vor der Holzascheausbringung an, ob die Behandlung eine Reaktion zeigt oder nicht. Augusto et al. (2008) führten eine Meta-Analyse mit den bisher vor allem in den nordischen Ländern publizierten Resultaten durch. Allgemein konnten sie einen Einfluss der Holzascheausbringung auf die elementare Zusammensetzung der Nadeln und Blätter finden. Sowohl auf organischen Böden (Abb. 2a) als auch auf Mineralböden (Abb. 2b) zeigten die Bäume mit Holzasche signifikant grössere K- und Ca-Konzentrationen im Vergleich zur Kontrolle. Die Abnahme der Mn-Konzentration, eine leichte Zunahme der P-Konzentration und eine bedeutende Zunahme der B-Konzentration waren nur jeweils auf einem Bodentyp signifikant (Mn und B auf organischen Böden, P auf Mineralböden). Alle anderen Elemente zeigten keine signifikanten Veränderungen.

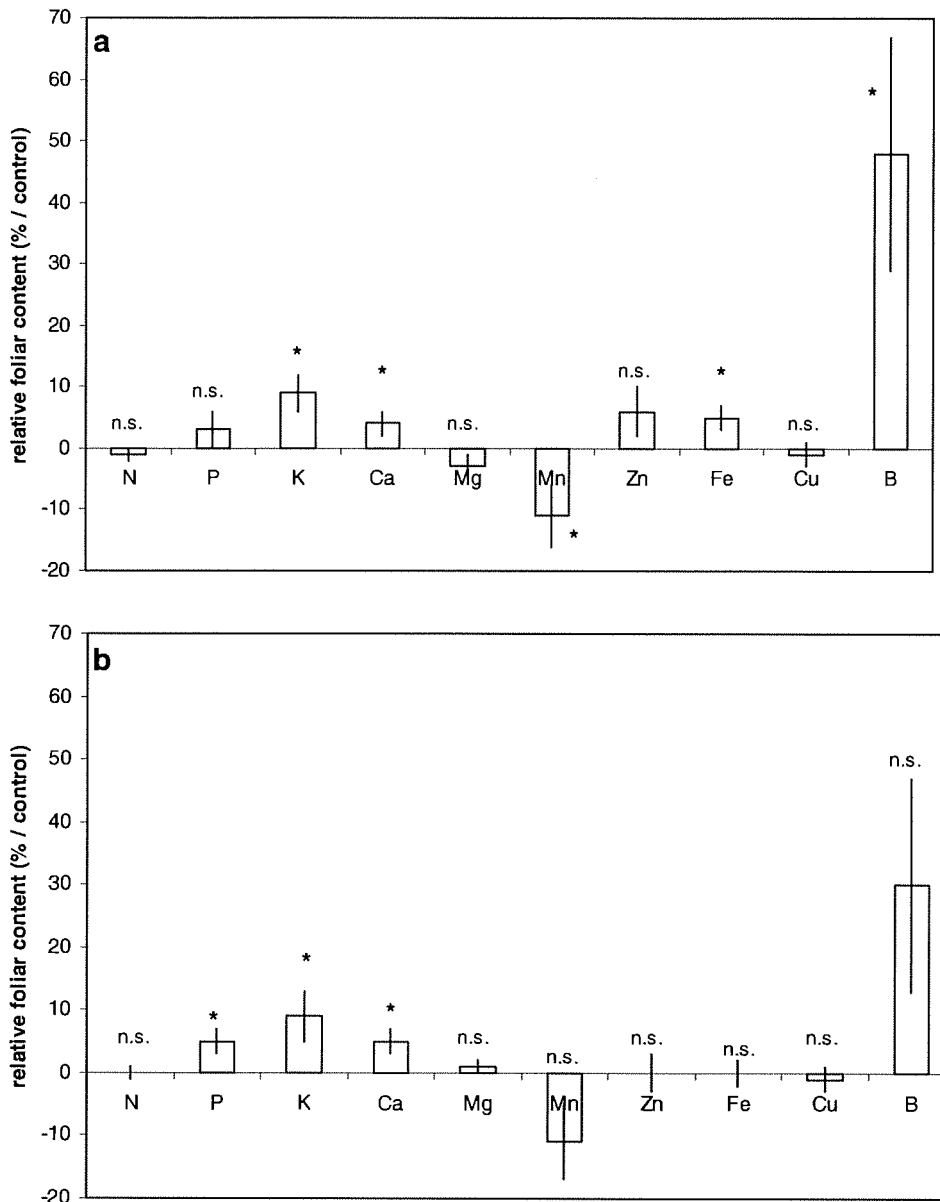


Abb. 2 Wirkung der Holzascheausbringung auf Nadel-/Blattspiegelwerte von Beständen auf organischen Böden (a) und auf Mineralböden (b). Signifikante Unterschiede zwischen Behandlung und Kontrolle ($P < 0.05$; Dunnett's Test) sind mit einem Stern markiert. Graphik aus Augusto et al. 2008.

Wo der Datensatz gross genug war, untersuchten Augusto et al. (2008) die Interaktion zwischen ausgebrachter Aschemenge und dem Zeitpunkt nach der Ausbringung, was für N, P, K, Ca und Mg von Beständen auf Mineralböden der Fall war. Bei N und Mg gab es bei keiner Dosis-Zeit-Kombination signifikante Unterschiede zwischen Behandlung und Kontrolle. Für P und K war der Effekt der Holzascheausbringung unabhängig von der Dosis nur kurzzeitig wirksam (Abb. 3). Im Gegensatz dazu nahm die Ca-Konzentration in den Assimilationsorganen mit der Zeit zu (Abb. 3).

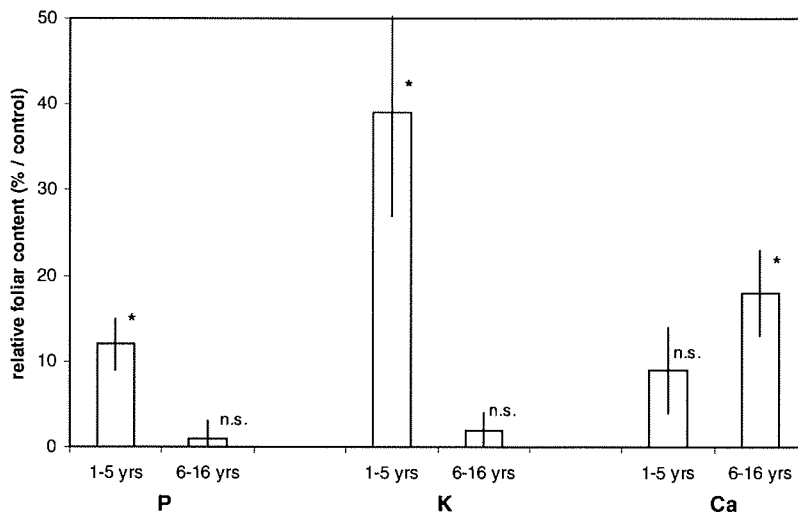


Abb. 3 Wirkung der Holzascheausbringung auf P-, K- und Ca-Gehalte in Blättern/Nadeln von Bäumen auf Mineralböden 1 bis 5 und 6 bis 16 Jahre nach Behandlung. Signifikante Unterschiede zwischen Behandlung und Kontrolle ($P < 0.05$; Dunnett's Test) sind mit einem Stern markiert. Graphik aus Augusto et al. 2008.

3.1.4 Abschliessende Bemerkungen zur Wirkung von Holzaschen auf Vegetation und Baumwachstum

Diese Diskrepanzen in den Ergebnissen der verschiedenen Studien haben vermutlich mehrere Gründe. Erstens haben die chemischen und physikalischen Eigenschaften der eingesetzten Holzaschen eine ganz zentrale Bedeutung für die Auswirkungen auf die Biologie, insbesondere auf das Wachstum von Pflanzen und ihre Nährstoffaufnahme. So konnten in der Studie von Jacobson und Gustafsson (2001) keine sichtbaren Effekte bei Moosen und Flechten nach Ausbringung von verfestigter Holzasche beobachtet werden. Moose und Flechten sind sehr empfindlich gegenüber alkalischen Substanzen, weshalb deutliche Schäden zu verzeichnen sind, wenn lose Holzasche eingesetzt wird (Silfverberg 1995; Ingerslev et al. 2001). Neben der Form der ausgebrachten Holzaschen spielt auch die ausgebrachte Menge eine wichtige Rolle. In einer Literaturstudie wurden in den zahlreichen publizierten Untersuchungen Holzaschemengen von 0.3 bis 30 t/ha angewendet (Egnell et al. 1998 in: Aronsson und Ekelund 2004). Dieses breite Spektrum an Holzaschemengen und -qualitäten macht es sehr schwierig die Resultate der unterschiedlichen Untersuchungen zu kommentieren und zu interpretieren. Zudem erschweren die verschiedenen Zeithorizonte der publizierten Studien, die von 2-3 Jahren bis 40-50 Jahre nach Ascheausbringung reichen, die Interpretation zusätzlich. Ein weiterer Faktor, welcher die Interpretation beeinflusst, sind die klimatischen Verhältnisse, da die Niederschlags- und Temperaturverhältnisse die Verwitterung und Lösung der eingesetzten Holzaschen beeinflussen. So zeigen Bestände in Gebieten mit viel Niederschlag meistens schnellere Behandlungseffekte als solche in relativ trockenen Regionen (Arvidsson und Lundkvist 2002). Ein weiterer, mit dem Klima verwandter Aspekt, ist der Zeitpunkt der Ascheausbringung. Wird die Asche im Winter ausgebracht, können mindestens kurzfristig andere Effekte als bei einer Ausbringung im Sommer erwartet werden. Dies wird gestützt durch Resultate von Piirainen (2001), der grössere Auswaschungsverluste von basischen Kationen (Ca, Mg, K) und Schwefel bei Ausbringung im Winter festgestellt hat, da in der Vegetationsruhe mobilisierte Nährstoffe viel weniger stark von Organismen absorbiert werden. Auch in unserem Experiment in Unterehrendungen haben wir saisonale Effekte festgestellt, auch wenn diese vor allem chemisch-physikalische Aspekte betrafen. Die im Frühjahr ausgebrachte lose Holzasche wurde mit dem bald einsetzenden ersten Regen zu grossen Teilen gelöst und konnte so die volle Wirkung entfalten. Hingegen resultierte durch die Ausbringung der losen Holzasche in der regenärmeren Hochsommersaison eine natürliche Verfestigung, was die Auswirkungen stark reduzierte.

Augusto et al. (2008) versuchten diese Interpretationsschwierigkeiten mit der Methode der Meta-Analyse zu überwinden. Sie fanden auf Mineralböden keinen signifikanten Wachstumseffekt, auf organischen Böden dagegen schon (Tab. 8). Der Wertebereich der Wachstumszunahmen auf organischen Böden war enorm (+5% bis +1347%, relativ zur Kontrolle), wobei der Extremwert von +1347% von der Studie von Moilanen et al. (2002) stammt. In diesem Versuch verharrte die Kontrolle bei einem kümmerlichen Wachstum von $<0.6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$, während die Ascheflächen ein grosses Wachstum von $>7.5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ zeigten (Moilanen et al. 2002). Deshalb wurden in Tab. 8 die statistischen Werte auch ohne die Werte von Moilanen et al. (2002) angegeben, wobei der Median der Wachstumszunahme mit 59% immer noch signifikant ist. In einem mittelfristigen Zeitraum von 6 bis 16 Jahren betrug die Wachstumszunahme $+109 \pm 43\%$ im Vergleich zur langfristigen Periode (16 bis 50 Jahre) mit $+111 \pm 34\%$. Demzufolge ist die Wachstumszunahme auf organischen Böden weder durch die Aschedosis noch durch die Zeit seit der Ausbringung beeinflusst und kann als nachhaltig bezeichnet werden. Hingegen fanden Augusto et al. (2008) keinen Zusammenhang zwischen den Nadel-/Blattspiegelwerten und der Wachstumsrate, obwohl für P ein positiver Trend zu existieren scheint.

Tab. 8 Effekt der Holzascheausbringung auf das Bestandeswachstum von behandelten Flächen verglichen mit den Kontrollflächen (Quelle: Augusto et al. 2008). *Der von Moilanen et al. (2002) publizierte Versuch ist hier nicht berücksichtigt, da die Kontrolle praktisch keinen Zuwachs zeigte (siehe Text).

Bodentyp	Versuche	Mittelwert	Minimum	Q ₂₅	Median	Q ₇₅	Maximum
	(n)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Organische Böden	10	+218	+5	+16	+77	+153	+1437
Organischer Boden*	9	+83	+5	+16	+59	+136	+225
Mineralböden	17	-1	-37	-9	+5	+9	+18

Aufgrund der Ergebnisse der Meta-Analyse von Augusto et al. (2008) scheinen sich die Spiegelwerte auf allen Bodentypen für P, K, Ca und B zu verbessern, jene für Mn hingegen nehmen ab. Dieser Effekt war zumindest für P und K auf Mineralböden nur kurzfristig (Abb. 3).

In Mineralböden sind häufig N und P, seltener auch K die limitierenden Elemente für das Baumwachstum. Da Holzasche nur sehr wenig Stickstoff enthält, ist es logisch, dass auf schlecht N-versorgten Mineralböden nur geringe bis keine Wachstumseffekte durch Holzasche erwartet werden können, auch wenn in der Literatur von einigen schwachen Wachstumsreaktionen berichtet wird (Hallenbarter et al. 2002; Feldkirchner et al. 2003; Solla-Gullon et al. 2006). Dies wird durch die wenigen Arbeiten unterstützt, welche eine Zuwachssteigerung durch N-Düngung oder durch eine Kombination von N-Düngung und Holzascheausbringung erreichten, nicht jedoch für eine alleinige Holzascheausbringung (z.B. Jacobson 2003; Saarsalmi et al. 2006) und es zeigt auch, dass die Biomasseproduktion auf diesen Mineralböden N-limitiert ist.

Für organische Böden sind die Ergebnisse anders. Hier war oft eine signifikante Wachstumszunahme zu beobachten, die lange anhielt, auch bei alleiniger Holzascheausbringung. Da die Bäume beim Wachstum auf organischen Böden oft unter Mangel an mehreren Elementen wie K und B (Ferm et al. 1992; Hytönen 2003; Saarsalmi et al. 2004, 2005; Moilanen et al. 2005) aber auch N und P (Moilanen et al. 2005) leiden und bei Holzascheausbringung trotzdem eine Reaktion zeigen, muss dies mit biochemischen Prozessen in Verbindung gebracht werden. Auf sauren Böden mit viel organischer Substanz hat die Säureneutralisationskapazität der Holzasche eine pH-Erhöhung und eine Ankurbelung der mikrobiellen Aktivität zur Folge, welche die Mineralisierung der organischen Substanz beschleunigt. Dadurch werden die meisten Elemente, welche bisher im Torf festgelegt waren, pflanzenverfügbar, insbesondere auch Stickstoff. Zudem enthält die Holzasche weitere potentielle Mangel-elemente wie P und K, womit der Wachstumseffekt auf beides, die pH-Erhöhung und einen gewissen Düngungseffekt der Holzasche, zurückgeführt werden kann. Dabei scheinen die Effekte proportional der Dicke der Torfschicht (Moilanen et al. 2004) und der Menge der Holzasche (Moilanen et al. 2005) zu sein, obwohl die Meta-Analyse von Augusto et al. (2008) keine solchen signifikanten Effekte ergab. Der

Effekt der Holzasche auf die Biochemie der organischen Böden ist aber lang anhaltend und steht in Beziehung zur Säureneutralisationskapazität der gesamthaft eingebrachten Holzasche (Augusto et al. 2008).

Aufgrund der oben erwähnten Interpretationsschwierigkeiten schlagen Aronsson und Ekelund (2004) vor, in Zukunft zu untersuchen, in welchem Alter der Bäume die grösste Wirkung der Holzasche zu beobachten ist. Sie vermuten, dass die Nährstoffe vor allem in den jüngeren Entwicklungsstadien der Bäume eine wichtige Rolle spielen und somit die Holzascheausbringung vor allem während dieser Entwicklungsstadien ausgeführt werden sollte. Gemäss aktuellem Kenntnisstand würden mittlere Ausbringungsmengen von 2 bis 4 t/ha pelletierter oder verfestigter Holzasche auf stickstoff- und/oder humusreichen Böden im Spätsommer einen positiven Einfluss auf das Baumwachstum und gleichzeitig minimale negative Effekte auf die Umwelt haben (Aronsson und Ekelund 2004).

3.2 Pilze und Bodenfauna

3.2.1 Pilze

Ektomykorrhizapilze spielen eine wichtige Rolle bei der Nährstoffaufnahme von Waldbäumen. Deshalb sind Auswirkungen einer Holzascheausbringung auf diese Pflanzen-Pilz-Symbiose von zentraler Bedeutung. Hagerberg und Wallander (2002) fanden eine um den Faktor 2.4 erhöhte Biomasse der Ektomykorrhizapilze nach Ascheausbringung. Das Pilzmycel hatte in ihrer Studie jedoch keinen Einfluss auf die Lösungsrate der Aschepartikel, womit die Verfügbarkeit der zusätzlich eingebrachten Nährstoffe nicht vergrössert wird. Untersuchungen von Mahmood et al. (2001, 2002, 2003) wiesen hingegen ein Nährstoffmobilisierungspotential von Ektomykorrhizen in Holzaschen durch verschiedene Verwitterungsprozesse nach, was deren Bedeutung in mit Holzasche behandelten Wäldern belegt. Dieselben Autoren zeigten, dass granuliert Holzasche normalerweise durch Pilzmycel kolonisiert wird (Mahmood et al. 2001), wobei die Inkubationszeit in dieser Studie 7 Jahre betrug. Auch Wallander et al. (2003) fanden erhöhte Ti-, Mn- und Pb-Gehalte in den Rhizomorphen von Ektomykorrhizen und führten dies auf das Mobilisierungspotential der Pilze zurück.

Frostegard et al. (1993) wiesen mit Hilfe der Analyse von Fettsäuremustern nach, dass trotz der pH-Erhöhung nach Ascheausbringung die Abundanz der Pilze nicht zurückging. Veränderungen in der Zusammensetzung der Mykorrhizengemeinschaft sind jedoch nicht ausgeschlossen, was auch von Taylor und Finlay (2003) nach einer Ascheausbringung von 4.28 t/ha festgestellt wurde.

3.2.2 Bodenmikrobiologische Studien

Die Ergebnisse der zahlreichen Studien der Auswirkungen von Holzasche auf die anderen Bodenmikroorganismen sind nicht immer ganz eindeutig. Zimmermann und Frey (2002) fanden eine erhöhte mikrobielle Aktivität und Biomasse, sowie eine erhöhte Wachstumsrate der Mikroorganismen nach Holzascheausbringung (8 t/ha). Die Autoren erklären dies mit der pH-Erhöhung, den zusätzlichen Nährstoffen, sowie der gesteigerten Mineralisierung der organischen Substanz, welche sich alle positiv auf Aktivität und Biomasse der Mikroorganismen auswirken. Diese Resultate sind in Übereinstimmung mit Ergebnissen anderer Untersuchungen (Baath et al. 1992, Baath und Arnebrandt 1994, Fritze et al. 2000, Mahmood et al. 2003, Perkiömäki und Fritze 2002, 2003). Der gegenteilige Effekt, nämlich eine Abnahme der mikrobiellen Aktivität und Biomasse nach Holzascheausbringung (höchstens 5 t/ha), wurde von Baath et al. (1995) beobachtet. Der Versuch, diese Ergebnisse in Verbindung mit dem pH-Wert des Bodens, mit pH-abhängigen Reaktionsmustern der Bakterien oder mit der Substratqualität zu bringen, war nur teilweise erfolgreich. Die Autoren vermuten, dass vor allem die veränderte Substratqualität in Folge der Holzascheausbringung die Abnahme erklären könnte.

Veränderungen der Aktivität der Bodenmikroorganismen konnten selbst 18 Jahre nach Holzascheausbringung nachgewiesen werden (Perkiömäki und Fritze 2002). Es gibt allerdings auch Untersuchungen, welche keine signifikanten Effekte der Holzascheausbringung zeigten. Fritze et al. (1994) fanden keine Veränderung der mikrobiellen Biomasse. Baath et al. (1992) fanden keine Unterschiede in der Abundanz der Bakterien einer mit alkalischem Staub belasteten Fläche und der Kontrolle, obwohl die mikrobielle Aktivität in der belasteten Fläche 1.6 mal grösser war.

Mahmood et al. (2003) wiesen klare Unterschiede in der Struktur der Mikroorganismengemeinschaften, gemessen als Zusammensetzung der Fettsäuren, zwischen einer Kontrollfläche und einer mit Holzasche behandelten Fläche nach. Gleichzeitig war die mikrobielle Aktivität in der Aschebehandlung signifikant grösser. Unterschiede in der Struktur der Mikroorganismengemeinschaften wurden auch von Frostegard et al. (1993) und Liiri et al. (2002c) gezeigt.

3.2.3 Bodentiere

Lundkvist (1998) untersuchte den Einfluss einer Holzascheausbringung auf einige streuabbauende Ringelwürmer (Enchytraeiden = Weisswürmer und Lumbriciden = Regenwürmer). Die Abundanz der Enchytraeiden war zwischen Aschebehandlung (8 t/ha) und Kontrolle nicht signifikant verschieden, jedoch war in den ersten drei Jahren nach Behandlung eine Tiefenwanderung der Enchytraeiden von der organischen Auflage in den Mineralboden zu beobachten. Liiri et al. (2001) fanden negative Einflüsse von Holzasche und Trockenheit auf die Enchytraeiden-Population und auch Haimi et al. (2000) berichten von einer reduzierten Individuenzahl von *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) nach Ausbringung von 5 t/ha Holzasche.

Eine offene Frage ist die Besiedlung von holzaschebehandelten Flächen mit Regenwürmern in vorher regenwurmfreien oder nur schwach besiedelten Böden. Untersuchungen von Liiri et al. (2002a, 2002b) zeigten, dass sich die Zusammensetzung der Mikroarthropoden (Kleinst-Gliederfüsser) nach Ausbringung von 3 t/ha in einem Föhrenwald und von 5 t/ha im Laborversuch nicht änderte, was bedeutet, dass diese Gliederfüsser ziemlich resistent sind gegenüber den pH-Veränderungen der Holzasche. Hingegen fanden Haimi et al. (2000) eine leichte Abnahme der Mikro-Gliederfüsser bei Ausbringung von 5 t/ha, jedoch eine Zunahme in der Gesamtzahl der Bodentiere 3 Jahre nach Behandlung. Grundsätzlich kann aufgrund all dieser Untersuchungen davon ausgegangen werden, dass Ringelwürmer und Mikroarthropoden ziemlich tolerant gegenüber den durch Ascheausbringung verursachten chemischen Veränderungen sind.

3.2.4 Aquatische Organismen

Es wurden nur wenige Untersuchungen zum Einfluss einer Holzascheausbringung auf aquatische Ökosysteme durchgeführt. In seiner Review fand Nohrstedt (2001) keine entsprechende schwedische Arbeit, obwohl sonst sehr viele Untersuchungen zum Thema Holzasche in Schweden durchgeführt wurden. Tulonen et al. (2002) führten eine dreijährige Studie in den Drainagebecken von zwei Seen zum Einfluss einer Holzascheausbringung (6.4 t/ha) auf die Limnologie durch. Die Konzentrationen von K^+ , SO_4^{2-} und Cl^- sowie die Biomasse des Phytoplanktons nahmen leicht zu. In begleitenden Tankexperimenten wurde der unmittelbare Effekt von Lösungen des Ascheleachings auf den Gewässerchemismus untersucht. Dabei nahm der pH-Wert, die Alkalinität, die Leitfähigkeit sowie die Ca- und P-Konzentrationen des Wassers zu und das Wachstum des Phytoplanktons ab. Eine schnelle pH-Wert-Veränderung scheint den Metabolismus des Phytoplanktons und der Bakterien, welche sehr gut an die sauren Verhältnisse der humusreichen Seen angepasst sind, zu verändern. Um diese Auswirkungen zu lindern, ist eine Stabilisierung verbunden mit einer Herabsetzung der Löslichkeit der auszubringenden Holzaschen sehr wichtig.

4. Biotoxische Effekte der Holzascheausbringung

Die Auswirkungen, welche grosse Schwermetallkonzentrationen oder andere Schadstoffe auf die Bodenbiologie haben, wurde nicht nur im Zusammenhang mit der Holzascheausbringung untersucht. Deshalb werden in diesem Kapitel auch Arbeiten zitiert, die in schwermetallbelasteten Gebieten durchgeführt wurden oder in welchen im Rahmen von Laborexperimenten unterschiedliche Organismen Schwermetall- bzw. Schadstofflösungen bekannter Konzentration ausgesetzt wurden.

4.1 Cadmium

Wie in Kapitel 1.1 bereits aufgezeigt, variiert der Gehalt von Cd in der Holzasche zwischen rund 1 und 20 mg/kg Holzasche. Gemäss der schweizerischen Chemikalienrisikoreduktionsverordnung (ChemRRV SR 814.81) darf ein Recyclingdünger höchstens 1 mg/kg Cd enthalten, womit die meisten Holzaschen diesen Grenzwert bereits überschreiten.

Die Toxizität von Cd wurde für unterschiedliche Organismen in verschiedenen Untersuchungen nachgewiesen. Cadmium ist so gefährlich, weil es leicht absorbiert wird und für lange Zeit im Gewebe verbleibt. Swiergosz et al. (1998) untersuchten die Cd-Akkumulation durch kontaminierte Nahrung (bis 40 µg/g) in männlichen Waldwühlmäusen und fanden pathologische Veränderungen des Gewebes der Niere, der Leber und der Hoden. Bei jungen und alten Ratten haben Cd-Konzentrationen von 10 bzw. 40 ppm im Trinkwasser eine Reduktion der Knochenfestigkeit zur Folge (Ogoshi et al. 1992). Die Folgen von erhöhten Cd-Konzentrationen in kleinen Säugetieren werden von zahlreichen Autoren untersucht (Ma et al. 1991; Leffler und Nyholm 1996; Nickelson und West 1996; Lodenius et al. 2002b; Burger 2008). Dabei scheint die spezifische Nahrungsquelle der Tiere sehr wichtig zu sein. In der Untersuchung von Lodenius et al. (2002b) waren die Unterschiede der Cd-Konzentration in Waldwühlmaus und Waldspitzmaus nach Holzascheausbringung durch unterschiedliche Nahrungshabitate erklärbar. Dabei spielen auch die saisonalen Unterschiede der Cd-Konzentrationen in Pflanzen (Lodenius 2002) oder anderen Nahrungsquellen und damit auch der Holzascheausbringungszeitpunkt eine wichtige Rolle für die Cd-Konzentration in Kleinsäugetern.

Ein wachstumshemmender Effekt von Cd auf holzabbauende Pilze wurde von Baldrian et al. (1996) beobachtet, wobei Cd-Konzentrationen von mehr als 0.5 mmol/l, d.h. über 56 mg/l oder in einem für Waldböden nach einer Holzascheapplikation völlig unrealistisch hohen Gehalten die Aktivität von allen getesteten Enzymen signifikant reduzierten. Die sensitivsten holzabbauenden Pilze wachsen bei Cd-Konzentrationen von mehr als 0.1 mmol/l nicht mehr (Baldrian und Gabriel 1997). Es wurde auch nachgewiesen, dass die Mykorrhizierung mit Ekto-mykorrhizen durch Cd verringert werden kann und dadurch das Wachstum von Fichtensämlingen reduziert wird (Jentschke et al. 1999). Die Mykorrhizierung hat aber auch zur Folge, dass Cd verstärkt in Wurzelgewebe und in oberirdische Teile von Fichtensämlingen aufgenommen wird (Galli et al. 1993). Wo schwermetallbelastete Holzasche ausgebracht wird, sind die Cd-Konzentrationen in den meisten Pilzfruchtkörpern grösser (Lodenius et al. 2002a). Hingegen scheint Cd wenigstens mittelfristig nicht in Beeren von Heidel- und Preiselbeere aufgenommen zu werden. Levula et al. (2000) verwendeten Holzasche mit 1.4 mg/kg Cd und stellten sieben Vegetationsperioden nach Ausbringung keinen Effekt auf die Cd-Konzentration von Preiselbeeren fest. Auch Nilsson (2001) fand keine Aufnahme von Cd in Heidelbeeren. Eine interessante Feststellung machten Fritze et al. (2000), indem sie bei alleiniger Bodenkontamination mit Cd eine reduzierte mikrobielle Aktivität und eine Veränderung der Fettsäuremuster feststellten, welche bei Ausbringung von entsprechend Cd-kontaminierter Holzasche weniger deutlich ausfielen. Sie vermuten deshalb, dass die Mikroflora durch die Holzaschewirkung vor den toxischen Effekten von Cd geschützt wird. Perkiömäki und Fritze (2003) stellten fest, dass Cd auch bei vermehrter saurer Deposition nicht verstärkt aus der Holzasche gelöst und in die organische Auflage bzw. den Mineralboden eingewaschen wird, was vermutlich der grossen Pufferkapazität der Holzasche zuzuschreiben ist. Es ist aber wahrscheinlich, dass die Mobilität von Cd (und anderer Schwermetalle) mit der Zeit zunimmt, wenn nämlich die Alkalinität der

Holzasche allmählich erschöpft ist und der pH-Wert des Bodens wieder abnimmt. Bei erhöhter Mobilität müsste theoretisch mit verstärkter Aufnahme von Cd (langfristig vielleicht auch in Heidel- und Preiselbeeren) gerechnet werden.

Bei aquatischen Organismen (v.a. Fischen) kann die Cd-Aufnahme über die Kiemen durch hohe Ca-Konzentrationen reduziert werden (Block und Pärt 1992). Werden die grossen Ca-Konzentrationen der Holzasche berücksichtigt, besteht für Fische und aquatische Insekten vermutlich eine geringe Gefahr der verstärkten Cd-Aufnahme nach Holzascheausbringung, was jedoch durch weitere Forschung noch abgeklärt werden muss. Für aquatische wirbellose Organismen wurden nach Cd-Kontamination Verhaltensstörungen und Verkümmern von Geschlechtsorganen festgestellt (z.B. Wolf et al. 1998). Wie schon bei den Mäusen erwähnt, gilt auch hier, dass die Nahrungsquelle bzw. das Nahrungshabitat entscheidend für die Cd-Aufnahme der aquatischen Organismen ist. So nahm die Cd-Konzentration in Stechmückenlarven in Wasser mit grosser Cd-Konzentration nicht zu; in Larven, welche mit kontaminierter Beute gefüttert wurden, dagegen schon (Munger und Hare 2000).

4.2 Cäsium und Strontium

Wenn in Zukunft grossräumig Holzasche ausgebracht wird, könnte dies zum Anstieg von radioaktivem ^{137}Cs im Waldboden und in den Organismen führen, sofern die Holzascheausbringung über der ökologischen Nachhaltigkeit liegt und eine räumliche Umverteilung stattfindet. Nebst dem natürlichen Vorkommen von Cs wird dieses Element auch anthropogen umverteilt. Die anthropogenen Anteile von Cs in der Schweiz, welche auch in die Holzasche gelangen können, stammen vor allem von oberirdischen Atomwaffentests und dem Reaktorunfall in Tschernobyl. Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl waren verschiedene Gebiete der Schweiz unterschiedlich stark belastet (Riesen et al. 1999). Wird Holzasche von kontaminierten Gebieten in unbelasteten Gebieten ausgebracht, könnte eigentlich erwartet werden, dass dies zu einer Erhöhung der ^{137}Cs -Belastung führt. In einer Untersuchung von Högbom und Nohrstedt (2001) war in 6 von 7 mit Holzasche behandelten Flächen kein signifikanter Effekt auf die ^{137}Cs -Aktivität zu verzeichnen und in einer Fläche nahm radioaktives ^{137}Cs sogar ab. Die Autoren schliessen deshalb, dass die Ausbringung von ^{137}Cs -kontaminierter Holzasche nicht notwendigerweise die Radioaktivität im Boden und in den Pflanzen erhöht. Auch Ohno und Hess (1994) sowie Rivila und Holm (1996) fanden keine signifikanten bzw. nur sehr geringe Einflüsse der Holzascheausbringung auf die ^{137}Cs -Aktivität und Levula et al. (2000) stellten einen Rückgang von ^{137}Cs in Preiselbeeren nach Holzascheausbringung fest. Es wird vermutet, dass die Holzascheausbringung die Mobilität von Cs reduziert und die Aufnahme von Cs in die Pflanze durch das grosse Angebot an K und eine verstärkte K-Aufnahme konkurrenziert wird (Munthe et al. in Aronsson und Ekelund 2004).

4.3 Quecksilber

Die organische Substanz der Böden spielt eine wichtige Rolle für die Löslichkeit und Mobilität von Metallen wie Quecksilber. Grundsätzlich nimmt die Löslichkeit von Kationen bei Ausschluss von organischer Substanz mit steigendem pH-Wert ab. Quecksilber bindet sehr stark an die organische Substanz. Wenn bei hohem pH-Wert organische Substanz gelöst wird, gelangt mit ihr auch Hg in Lösung. Sowohl eine Kalkung wie auch eine Holzascheausbringung haben eine pH-Erhöhung zur Folge. Parkman und Munthe (1998) untersuchten den Effekt einer Kalkung und einer Holzascheausbringung auf die Hg-Konzentrationen im Oberflächenwasser. Sowohl die totalen Hg-Konzentrationen wie auch die Konzentrationen von Methyl-Quecksilber (MeHg) sind im Oberflächenwasser der Kalkungsvariante geringer als in der Holzaschebehandlung und der Kontrolle. Die Totalkonzentrationen waren zwischen Holzaschebehandlung und Kontrolle nicht signifikant verschieden. Die Resultate weiterer Studien sind aber zum Teil kontrovers. So stellten einige Autoren reduzierte Hg-Gehalte in Hechten (*Esox lucius*) nach Kalkung von Seen fest. Von anderen Autoren wurden aber auch erhöhte Gehalte festgestellt und diese unterschiedlichen Befunde konnten mit keinem chemischen Parameter erklärt werden (Aronsson und Ekelund 2004). Es gibt auch keine experimentellen Anzeichen von Hg-leaching, weder in Form von Hg noch als MeHg, nach saurer Deposition, Kalkung oder Holzascheausbringung (Munthe et al. in Aronsson und Ekelund 2004). Zusammen mit Cd gilt Hg als sehr toxisch und

es beeinträchtigt das Wachstum von Basidiomyceten stark. In Anwesenheit von Hg wurden Änderungen der Mycelmorphologie festgestellt (Baldrian und Gabriel 1997).

4.4 Aluminium

Es ist allgemein bekannt, dass zunehmende Versauerung des Bodens die Löslichkeit von Aluminium erhöht und umgekehrt bei einer pH-Erhöhung die Al-Löslichkeit abnimmt. Der Zusammenhang zwischen saurer atmosphärischer Deposition und der Zunahme von mobilem Aluminium wurde ebenfalls schon oft diskutiert (z.B. Mulder et al. 2001). In einem Feldexperiment wurden ausgewachsene Fichten durch potentiell toxische Al-Konzentrationen nicht geschädigt (De Wit et al. 2001). Der einzige beobachtbare Effekt waren geringere Mg-Gehalte in den Nadeln und es wurde vermutet, dass Al die Mg-Aufnahme an der Wurzeloberfläche blockiert bzw. durch Wurzelschädigung verringert. Alternativ kann vermutet werden, dass das 2-wertige Mg durch das konkurrenzstärkere 3-wertige Al im Wurzelraum vom Kationenaustauscher verdrängt wird, was ebenfalls zu einer Mg-Unterversorgung führen kann. Im Einzelfall ist die Unterscheidung der beiden Ursachen nicht eindeutig zu treffen, weshalb man allgemein von „Säurestress“ spricht. Die Wirkung ist in beiden Fällen jedoch dieselbe, nämlich Mg-Mangel.

Dagegen wurde Al-Toxizität und Mortalität für verschiedene Organismen nachgewiesen, unter anderem für Bodenorganismen (Mulder et al. 2001), für Lachs (Kroglund et al. 2001; Magee et al. 2001) und für benthische Wirbellose (Hermann 2001). Einer der grössten Nutzen der Holzascheausbringung liegt in ihrer hohen Alkalinität. In Bezug auf eine potentielle Al-Toxizität kann Holzasche durch eine pH-Erhöhung die Mobilität und damit die Toxizität von Al herabsetzen. Dieses Ziel wurde in verschiedenen Untersuchungen über die Auswirkung von Holzascheausbringung erreicht. Saarsalmi et al. (2001) fanden nach Holzascheausbringung eine pH-Erhöhung im Bodenwasser von 0.6 bis 1 pH-Einheit sowie eine Reduktion von austauschbarem Aluminium an der Bodenmatrix. In ihrer Studie hielten die Neutralisierungs- und Düngungseffekte 16 Jahre an. Auch in zahlreichen anderen Untersuchungen wurde das austauschbare Aluminium an der Bodenmatrix reduziert, Ca, K, Mg und die Kationenaustauschkapazität jedoch erhöht (z.B. Kahl et al. 1996). In sauren tropischen Böden bewirkte die Holzasche ebenfalls eine Reduktion von austauschbarem Al und eine pH-Erhöhung (Nkana et al. 1998b). Eine interessante Feststellung machten Bundt et al. (2001c). Sie untersuchten den Chemismus der Oberflächen von präferentiellen Fließwegen im Vergleich zum Aggregatinneren der Bodenmatrix und fanden an der Oberfläche der präferentiellen Fließwege deutlich geringere austauschbare Al-Gehalte, obwohl die Bodenlösung durch die Holzasche mehr totales Al aufwies. Der Grossteil dieses Al war aber in gelösten organischen Komplexen gebunden. In der Untersuchung von Meiwes (1995) nahm die Alkalinität der Bodenlösung nach Kalkung und Holzascheausbringung deutlich zu, jedoch die Al-Konzentrationen nicht entsprechend ab. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Spezierung von Al in der Bodenlösung ähnlich wie bei Bundt et al. (2001c) zugunsten der nicht toxischen Al-organischen Verbindungen verschoben wurde. Högbom et al. (2001a) untersuchten die Bodenlösungschemie in einem stark durch Stickstoff belasteten Fichtenbestand nach Holzascheausbringung (4.2 t/ha) und stellten eine pH-Abnahme in der Bodenlösung in 50 cm Tiefe sowie eine Zunahme von Al fest. Die Auswaschung von Al nach Holzascheausbringung wurde auch von Lundell et al. (2001) aufgezeigt und von Rumpf et al. (2001) diskutiert. Dabei wird die Komplexität der Al-Chemie vor allem auch im Zusammenhang mit den Interaktionen zwischen Al und organischer Substanz betont. Offensichtlich können sowohl eine plötzliche pH-Erniedrigung wie auch eine –Erhöhung zu einem Lösungs- und Mobilisierungsschub von Al führen. Die Gründe sind einerseits Ionenaustauschprozesse, aber auch Konfigurationsänderungen von Metall-organischen Verbindungen. Grosse Konzentrationen an basischen Kationen können Al^{3+} und H^+ von den Austauschplätzen an den Oberflächen von Bodenpartikeln verdrängen und in Lösung bringen. Damit sinkt der pH-Wert und steigt die Al-Konzentration. Liegt gleichzeitig viel gelöste organische Substanz vor, wird sich Al mit ihr verbinden, was einer Detoxifikation gleichkommt, da vor allem ionares Al^{3+} toxisch für Organismen ist.

Clapham und Zibilske (1992) untersuchten den kombinierten Effekt von Holzasche und Kalkung. Dabei stellten sie fest, dass die Abnahme von austauschbarem Al im Boden direkt proportional

zum Holzascheanteil in den Holzasche/Kalk-Mischungen war. Sie fanden auch eine grössere Aufnahme von Al durch die Pflanzen, wenn Holzasche/Kalk-Mischungen verwendet wurden, während die Pflanzen bei Kalk allein und in der Kontrolle ähnlich tiefe Al-Aufnahmen zeigten.

4.5 Chrom

Chrom existiert in zahlreichen Oxidationsstufen zwischen 0 und +VI. In Böden kommt Cr vor allem in zwei Oxidationsstufen vor. In der weitaus häufigeren Oxidationsstufe +III ist Cr essentiell für Tiere und Menschen, kann aber die Aktivität von Mikroorganismen im Boden reduzieren. Unter stark und lang anhaltenden oxidierenden Bedingungen kann in Böden auch die Oxidationsstufe +VI vorkommen, in welcher Cr für Pflanzen, Tiere und Menschen toxisch ist. Cr VI kann Hautallergien verursachen, lösliche Cr VI-Komponenten sind mutagen und als Staub- oder Aerosol-Partikel haben sie sich in Laborversuchen an Tieren als karzinogen erwiesen (Nriagu und Nieboer 1988). In der Oxidationsstufe +III ist Cr in Böden wenig mobil und wenig verfügbar, was insbesondere auf eine starke Bindung an die Oberflächen von Tonmineralen zurückgeführt werden kann. In der Oxidationsstufe +VI dagegen ist die Mobilität von Cr gross und nimmt, im Gegensatz zum generellen Verhalten der meisten Schwermetalle einschliesslich Cr III, mit dem pH-Wert der Bodenlösung zu.

Da während der Verbrennung von Holz starke und lang anhaltende oxidative Bedingungen herrschen, enthält die Holzasche, neben Cr III, auch bedeutende Anteile am stark toxischen Cr VI (Chromat). Analog den Böden ist Cr III aus Holzaschen bei tiefem pH-Wert löslich und es fällt bei pH-Werten zwischen 5 und 6 aus der Lösung aus. Die Löslichkeit von Chromat hingegen steigt mit zunehmendem pH-Wert. Zudem ist bekannt, dass in wässrigen Lösungen oberhalb eines pH-Wertes von 7 und in Anwesenheit von genügend Sauerstoff die Oxidationsstufe +VI viel stabiler ist als +III und es dementsprechend zur weiteren Bildung von Chromat kommen kann (Pohlandt-Schwandt 1999).

Da vor allem die hohen Chromatgehalte im Leaching von Holzaschen zu Problemen führten, wurden Verfahren zur Reduktion von löslichem Chromat entwickelt. Pohlandt-Schwandt et al. (2002) schlagen beispielsweise ein Verfahren mit einer Formaldehyd-Lösung vor um lösliche Chromatgehalte von bis zu 10 mg/l auf unter 0.1 mg/l zu reduzieren. In der sauren Humusaufgabe wird Chrom(VI) spontan zu Chrom(III) reduziert. Dieses wird von der mineralischen Bodenmatrix adsorbiert und verliert dadurch seine Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit. Daher ist nach v. Wilpert (2002) die derzeit diskutierte Cr(VI)-Problematik kein Ausschlussargument gegen eine Asche-Ausbringung im Wald.

4.6 Andere Metalle und toxische Elemente

Die weiteren Elemente, welche in Holzaschen vorkommen können und für Organismen schädlich sind, sind Fe, Ni, Zn, Co, und As (Levula et al. 2000; Perkiömäki und Fritze 2002). Zusammen mit Hg und Cd wurde Co in einer Untersuchung von Baldrian und Gabriel (1997) als sehr toxisch für Basidiomyceten beurteilt. Die Mobilisierung von Cu und Ni wurde von Chirenje et al. (2002a) untersucht, wobei Cu, und zu einem gewissen Grad auch Ni, in Holzasche-behandelten Böden bei hohem pH-Wert (ca. 10) lösliche Komplexe mit gelöster organischer Substanz (DOC) bildet, was zu einer erhöhten Mobilität bei Holzascheausbringung führt. Dieselben Autoren untersuchten die Mobilität von As in Säulenversuchen, wo sie Holzasche alleine, sowie Holzasche gemischt mit Oberbodenmaterial in Säulen verpackten, Wasser bzw. Wasser mit organischen Säuren durchperkolieren und die Lösungsfrachten bestimmten (Chirenje et al. 2002b). Die As-Mobilisierung war in der Asche und in Asche/Boden-Mischungen mit Wasser grösser als durch das Leaching mit Wasser und organischen Säuren. Die Autoren führen dies auf Ausfällungen von As und DOC zurück, was die As-Auswaschung herabsetzt.

Timmermans et al. (1992) untersuchten die Aufnahme von Cd und Zn in zwei Arten von aquatischen Wirbellosen-Räubern und fanden, dass die Cd-Aufnahme bei beiden Arten vor allem über die Beute und die Zn-Aufnahme über das Wasser passierte. Demnach stellen die doch

relativ grossen Zn-Gehalte der Holzasche (z.B. 700-800 mg/kg gemäss Demayer et al. 2001) eine potentielle Gefahr für aquatische Organismen dar.

Bor (B) ist ein essentielles Spurenelement für die Pflanzen und an gewissen Standorten wird von B-Mangel berichtet, welcher durch entsprechende Düngungsmassnahmen behoben werden konnte. Da Holzasche B enthält und dieses auch pflanzenverfügbar sein müsste, stellt die Holzasche eine potentielle B-Quelle für die Pflanzen dar. Dies wird durch die Untersuchungen von Jacobson (2003) bestätigt, wo die B-Gehalte in den Pflanzen 3 bis 5 Jahre nach Holzascheausbringung signifikant zunahmen. Wenn dies generell Gültigkeit hat, könnte die B-Aufnahme durch eine Holzascheausbringung gefördert werden.

4.7 Organische Schadstoffe

Die Holzasche kann auch eine Quelle von organischen Schadstoffen wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs) und polychlorierte Biphenyle (PCBs) sein (Wunderli et al. 2000). Bundt et al. (2001a) zeigten, dass die Konzentrationen von PAHs im Boden nach Holzascheausbringung bis zu einem Faktor 6 ansteigen können. Im Gegensatz dazu nahmen die PCB-Konzentrationen ab, vermutlich aufgrund einer erhöhten Mobilität durch mehr gelöste organische Substanz bei erhöhtem pH-Wert.

4.8 Schwermetallvorräte im Boden und eingetragene Mengen durch Holzasche

Um die durch Holzasche potentiell eintragbaren Schwermetallmengen mit den im Boden bereits vorhandenen Mengen zu vergleichen, wurden für die Waldbodenprofile der Waldzustandsinventur von 1993 die Vorräte der Schwermetalle bis in 60 cm Tiefe berechnet. Dies entspricht ungefähr dem Hauptwurzelraum. Für die durch Holzasche potentiell eingeführten Schwermetallmengen wurden die Analysen der Holzaschen aus dem HARWA-Projekt (Rostaschen aus unbehandeltem Holz) herangezogen. Tabelle 9 zeigt diesen Vergleich, wobei auffällt, dass die Mengen in der Holzasche nur in jenen Fällen grösser sind als die Vorräte im Boden, wo die Schwermetallkonzentrationen im Boden unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen. In allen anderen Fällen sind die im Boden bereits vorhandenen Mengen um einige Grössenordnungen höher.

Nur Cadmium müsste noch genauer betrachtet werden. Es wurde für die vorliegende Untersuchung zu wenig empfindlich gemessen, so dass zahlreiche Werte unter der relativ hohen Bestimmungsgrenze liegen. Zudem sind die hohen Werte für die Cd-Messungen anzuzweifeln, da bei den Messungen die Eichung für andere, stärker konzentrierte Metalle optimiert wurde und die Cd-Werte dementsprechend unzuverlässig sind. Die hohen Mittelwerte für Cd bei Medianwerten und Minima, welche unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen (Tab. 9) ist dadurch zu erklären, dass für die Berechnung der Mittelwerte Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze nicht berücksichtigt, hingegen für die Bestimmung von Median und Minimum miteinbezogen wurden.

Tab. 9: Vorräte an HNO₃-extrahierbaren Schwermetallen in Waldböden der Schweiz. Die Vorräte sind bis in eine Tiefe von 60 cm berechnet, damit die Vergleichbarkeit gewährleistet ist. Ebenfalls bis 60 cm Tiefe wurde ein durchschnittlicher pH-Wert berechnet und für die Gruppierung der Böden verwendet. Datenbasis: 172 Bodenprofile der Waldzustandsinventur 1993. < BG = unterhalb der Bestimmungsgrenze.

		Schwermetallvorräte von Waldböden (HNO ₃ -extrahierbar), gruppiert nach durchschnittlichem pH-Wert bis 60 cm Tiefe [mg/m ²]					Eintrag mit 8 t/ha Holz- asche [mg/m ²]
		Gruppe 1 pH <4	Gruppe 2 pH 4-5	Gruppe 3 pH 5-6	Gruppe 4 pH 6-7	Gruppe 5 pH >7	
pH-Wert	Mittelwert	3.72	4.39	5.49	6.58	7.31	
	Median	3.74	4.33	5.47	6.63	7.32	
	Minimum	2.98	4.00	5.07	6.03	7.03	
	Maximum	3.99	5.00	6.00	6.98	7.68	
Cd	Mittelwert	260.3	607.1	253.6	606.8	529.1	2.4
	Median	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
	Minimum	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
	Maximum	4713.8	5970.7	1983.3	7122.1	5246.3	
Co	Mittelwert	1559.1	3843.0	2430.3	3203.3	1711.7	1.6
	Median	1328.2	3622.7	1869.3	2985.7	1185.5	
	Minimum	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
	Maximum	8163.1	11822.0	10118.0	7361.8	5897.5	
Cr	Mittelwert	6267.7	10061.4	8991.9	9427.4	6610.5	9.7
	Median	6568.3	9483.5	7419.8	8540.5	5967.0	
	Minimum	145.5	1538.8	1525.2	2535.5	1159.2	
	Maximum	21904.2	24030.0	29810.3	29685.3	26752.9	
Cu	Mittelwert	2586.5	6440.7	5285.1	5630.6	3444.4	112.5
	Median	1590.7	5016.8	4460.2	3216.3	2593.1	
	Minimum	< BG	642.3	< BG	228.7	< BG	
	Maximum	11782.0	20200.1	18189.9	14313.4	14919.5	
Ni	Mittelwert	8335.6	20962.4	16507.3	18383.3	10635.5	25.3
	Median	6624.9	15821.8	10437.6	17738.3	8061.8	
	Minimum	< BG	2480.8	2199.7	1887.2	< BG	
	Maximum	31700.2	60031.6	49395.7	48535.3	47695.4	
Pb	Mittelwert	6395.7	9273.1	7877.3	8527.3	6007.1	20.3
	Median	6115.7	8294.3	7473.9	8444.3	5652.9	
	Minimum	1168.1	1294.7	1245.4	4342.7	728.5	
	Maximum	19306.2	28830.0	16875.3	14477.5	13463.3	
Zn	Mittelwert	13764.5	21115.6	19184.5	22173.6	19352.3	186.3
	Median	13325.7	18785.8	16474.7	21303.3	18939.1	
	Minimum	1769.7	6845.6	6839.8	3303.5	4664.7	
	Maximum	34557.0	58785.0	36818.2	40436.9	56092.0	

5 Auswirkungen der intensiven Holznutzung auf die Nährstoffversorgung der Waldböden

5.1 Einleitung

5.1.1 Ausgangslage

Mit der Holzernte werden dem Waldboden Nährstoffe entzogen. Im Zuge des globalen Energiehungers und der technischen Rationalisierung der Holzernte steigt die Tendenz zur Vollbaumnutzung. Werden nicht nur das Schaftholz, sondern auch Äste, Reisig, Nadeln und Blätter genutzt, so erhöht sich der Nährstoffentzug beträchtlich. Je nach Ausgangssituation am Standort kann es in der Folge langfristig zu Verschlechterungen der Nährstoffversorgung des Bestandes kommen. Mit einem erhöhten Risiko für die nachhaltige Bodenfruchtbarkeit ist auf empfindlichen Waldstandorten zu rechnen, wenn zukünftig eine intensivere Nutzung der Waldbiomasse erfolgt. Die ökologischen Grenzen bzw. standortsverträglichen Möglichkeiten der erhöhten Biomasse-

nutzung sind aber wenig erforscht und in der Praxis unzureichend bekannt. In der Folge ist der Umgang mit diesen Risiken bei der Bewirtschaftung des Waldes nicht geklärt und die Nachhaltigkeit unter Umständen nicht gewährleistet.

Die Beurteilung der Nachhaltigkeit einer Biomassenutzung ist eine komplexe Aufgabe und erfordert für den jeweiligen Standort die Kenntnisse der Nährstoffvorräte sowie der Ein- und Austräge. Obwohl zu den einzelnen Grössen einige Untersuchungen vorliegen, bestehen nach wie vor erhebliche Wissenslücken, insbesondere bei der Übertragung von Punkt-Daten auf die Fläche.

Folgende Gründe können für den Nährstoffmangel verantwortlich sein:

- Nährstoffmangel und Bodenversauerung als Folge historischer Landnutzungsformen (Waldweide, Schneitelung, und Streunutzung).
- Nährstoffmangel als Folge schlechter Waldnutzung: Zum Beispiel wurden auf an sich guten, aber nährstoffverarmten Standorten anspruchsvolle Bestände begründet, deren Nährstoffbedarf aus dem Boden nicht gedeckt werden kann. Ebenso können Kahlschläge zu Nährstoffverarmung führen, weil die direkte Einstrahlung die Mineralisation der organischen Substanz anregt und gleichzeitig mit der Entfernung der Bäume die Abnehmer für die Nährstoffe fehlen.
- Nährstoffmangel und Bodenversauerung durch neuzeitliche Luftverschmutzungen führten zu weiterer pH-Absenkung im Boden, weiterer Auswaschung von Nährelementen und Unausgewogenheit in den Nährstoffverhältnissen
- Nicht dem Standort angepasste Nutzungsintensität, z.B. Vollbaumnutzung anstatt Schafholznutzung (Mutsch 2009).

5.1.2 Ziel

Je nach Holzernteverfahren können sich die Nährstoffvorräte auf schwach versorgten Standorten erheblich reduzieren und zu einer Unterversorgung führen. Ziel dieser Untersuchung ist es, die aktuelle Literatur zum Thema Nährstoffentzug durch die Holzernte und deren Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt aus dem umliegenden Ausland zu sichten, die möglichen Auswirkungen aufzuzeigen und Empfehlungen abzugeben.

5.2 Einfluss der Holznutzung auf den Nährstoffhaushalt im Boden

Waldökosysteme funktionieren langfristig und nachhaltig nur nach dem Prinzip der geschlossenen Nährstoffkreisläufe, als „Kreislaufwirtschaft“. Im unbeeinflussten Urwald werden alle aufgenommenen Nährstoffe früher oder später über den Streufall und das Totholz an den Boden zurückgegeben. Die Nährstoffverluste sind hier sehr gering und stehen im Gleichgewicht mit der Nachlieferung aus der Verwitterung der Minerale und dem Eintrag aus dem Niederschlag. Durch intensivierte Biomassenutzung können Wälder jedoch schnell grössere Verluste erfahren, als durch die Einnahmen gedeckt sind. Diesen Zustand gilt es zu vermeiden, um die Fruchtbarkeit des Bodens ungeschmälert zu erhalten (Kölling et al. 2008). Im Folgenden wird auf die Einflussfaktoren und die Wirkungen auf den Nährstoffhaushalt im Waldboden eingegangen.

5.2.1 Einfluss durch die Holzernte

In den einzelnen Teilen der Waldbäume sind Nährstoffe in unterschiedlichen Mengen gespeichert. Holz enthält wenig Nährstoffe, Rinde und Reisig schon mehr und am meisten ist in den physiologisch aktiven Nadeln und Blättern zu finden. Wenn man die Nutzung intensiviert und zusätzlich zum Stammholz in Rinde auch Äste, Reisig, Nadeln oder Blätter entnimmt, steigt der Nährstoffentzug überproportional an. Nach Rehfuess (1990) nimmt die Masseentnahme beim Übergang von der Derbholznutzung ohne Rinde zur Vollbaumnutzung um 40% bis 70% zu. Dagegen erhöhen sich die Stickstoff- und Phosphorentzüge um das Sechs- bis Zehnfache, jene von Kalium, Calcium und Magnesium um das Drei- bis Fünffache. Daher kann man durch den

Verzicht auf die Nutzung der nährstoffreichen Kronenteile bei geringen Einbussen an genutzter Biomasse den Nährstoffzug sehr wirkungsvoll vermindern (Kölling et al. 2008).

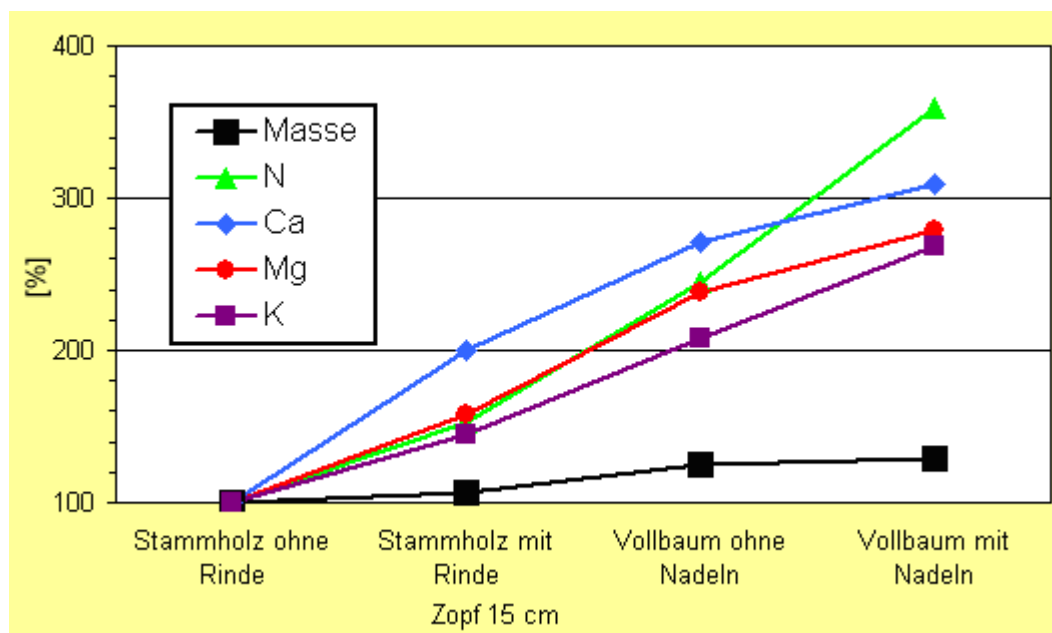


Abb. 4: Prozentuale Erhöhung der Ernteentzüge in einem Fichten-Altbestand bei unterschiedlicher Nutzungsintensität (Meiwes et al. 2008)

In der Schweiz kommen sowohl konventionelle als auch teilmechanisierte und moderne, hochmechanisierte Ernteverfahren zum Einsatz. Im Mittelland wird vorwiegend auf die bodengestützte Holzernte, d.h. auf Motorsäge mit Schlepper und Harvester mit Forwarder gesetzt. Die Holzernte mit Motorsäge und Schlepper ist sowohl für die reine Schaftholznutzung (die Entastung erfolgt im Bestand), als auch für eine Vollbaumnutzung geeignet. Bei einer Vollbaumnutzung erfolgt die Aufarbeitung nach dem Rücken, damit das Astmaterial nicht nachträglich im Bestand geholt werden muss. Bei der Nutzung mit einem Harvester wird der Baum auf der Rückegasse aufgearbeitet. Die Äste mit den Nadeln/Blätter werden als Schutz vor Bodenverdichtung auf die Rückegasse gelegt. Trotz dieses positiven Effekts entspricht das Liegenlassen der Äste und Nadeln/Blätter mindestens teilweise einem Nährstoffexport, da die Rückegasse bestockungsfreie Produktionsfläche ist (AS 1998) und somit die Nährstoffe konzentriert an einem Ort anfallen, wo sie nur bedingt benötigt werden und nicht mehr auf die gesamte Bestandesfläche verteilt werden können. Bei einer Vollbaumernte werden die Kronenteile und Äste mit dem Forwarder aus dem Bestand gefahren. Im nicht befahrbaren Gelände werden nebst der konventionellen Seilbringung, wo häufig im Sortimentsverfahren gerückt wird, immer öfters auch Systeme mit höherem Mechanisierungsgrad (Kombiseilgerät, Kippmast mit Baggerprozessor) eingesetzt. Bei diesen Ernteverfahren erfolgt die Entastung, zur Senkung der motormanuellen Arbeit im Bestand, auf dem Absenkplatz, was einer Vollbaumnutzung entspricht. Damit trotzdem eine bestimmte Menge Biomasse über den Ernteverlust hinaus im Bestand bleibt, könnten Kronentrennschnitte bereits im Bestand vorgenommen werden. Auch bei einer Vollbaumnutzung bleibt eine bestimmte Menge an Biomasse als Ernteverlust im Bestand. Dieser variiert je nach Ernteverfahren und liegt beim Schaftholz bei rund 10 % und bei den Ästen (inkl. Nadeln) bei ca. 40 % (Wittkopf 2005).

Problematisch ist vor allem die wiederholte Anwendung der Vollbaumnutzung in den Durchforstungen während einer Umtriebszeit (Englisch 2007). Dies wird damit begründet, dass der Anteil an Baumkompartimenten mit hohem Nährstoffgehalt grösser und der Ernteverlust beim Fällen tiefer ist, als bei einer Endnutzung. Eine Schaftholznutzung in der Durchforstung hinterlässt einen grossen Schlagrückstand (Krapfenbauer und Buchleitner 1981). Hierbei ist jedoch anzumerken, dass durch schwache Kronenauflichtung ein Mineralisierungsschub mit einhergehender Nährelement- und Schwermetallauswaschung ins Sicker- und Grundwasser ver-

hindert werden kann, was bei grösseren Öffnungen bei einer Endnutzung nicht mehr der Fall ist (Hegg et al. 2004).

5.2.2 Einfluss der waldbaulichen Steuerung auf den Stoffhaushalt

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf v. Wilpert (2008). Waldbauliche Behandlungsstrategien zielen primär darauf ab, Qualität und Wachstum von Holz zu beeinflussen, allerdings werden dabei auch indirekt die Rahmenbedingungen für das Ausmass der Geschlossenheit von Stoffkreisläufen in Waldökosystemen gesetzt. Waldbauliches Handeln bedeutet die räumliche und zeitliche Festlegung von Hiebsmassnahmen. Es stehen stark disproportionale Verfahren mit Kahlschlagphase und einer Öffnungstendenz des Stoffkreislaufs, sowie dauerwaldorientierte Verfahren mit mehr oder weniger gleichmässig über das Bestandesleben verteilten Femelhieben, bei denen der Stoffkreislauf in hohem Masse geschlossen bleibt, einander gegenüber. Langjährige Stickstoff- und Säureeinträge können das Regelvermögen der Waldböden reduzieren und die Standorte einen Teil ihrer stabilisierenden Wirkung verlieren. Damit muss an die waldbaulichen Behandlungsstrategien neben Optimierung von Holzwachstum und Sortenvielfalt die Anforderung gestellt werden, den Stoffhaushalt von Waldökosystemen auch unter den heutigen Umweltbedingungen möglichst geschlossen zu halten. Aus der Untersuchung wird klar erkennbar, dass bei der derzeitigen Nutzungsintensität (Derbholz in Rinde) die MB-Kationenbilanz (MB = basische Kationen) nur bei den schonendsten waldbaulichen Behandlungsmodellen „Buchen/Tannen/Fichtendauerwald“ und „Buchenfemelschlag mit 80 % Vorverjüngung“ schwach positiv ist. Beim Buchenkahlschlag ist diese bereits mit Verlusten von $0.3 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich negativ. Die MB-Kationenbilanz beim Fichtenkahlschlagbetrieb ist mit jährlichen Verlusten von $2 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und höher, so hoch, dass in absehbarer Zeit deutliche Systemreaktionen nicht auszuschliessen sind. Erste Reaktionen könnten sich beispielsweise in einer reduzierten Wachstums- und damit einer reduzierten Aufnahme für MB-Kationen zeigen. Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass:

- auch unter heutigen Depositionsbedingungen sich die Puffereigenschaften von Waldstandorten durch waldbauliche Behandlungen und variierende Nutzungsintensitäten so beeinflussen lassen, dass die Waldböden weder an MB-Kationen noch an Pufferkapazität verlieren.
- der Einfluss der Nutzungsintensität unerwartet hoch ist. Vollbaumnutzung, wie sie z.B. zur Intensivierung des Biomasseaufkommens für energetische Nutzung vordergründig wünschenswert erscheinen mag, führt sogar auf Standorten wie dem Conventwald mit überproportional guten Basenausstattung im Ausgangsgestein in allen waldbaulichen Varianten zum Verlust an Alkalinität (MB-Kationen).
- unter den waldbaulichen Behandlungsvarianten bezüglich der Erhaltung der Pufferkapazität und pflanzenverfügbaren MB-Kationenvorräte mit Abstand unpfleglichste Variante der Fichtenreinbestand mit Kahlschlag ist. Buchenreinbestand mit Kahlschlag und Buchenfemelschlagbetrieb ohne Vorverjüngung weisen eine ausgeglichene bis leicht negative MB-Kationenbilanz auf und sind sich sehr ähnlich. Bei praxisüblicher Ernte von Holz in Rinde weisen Buchenfemelschlagbetrieb mit gesicherter Vorverjüngung und Buchen/Tannen/-Fichtendauerwald eine leicht positive MB-Kationenbilanz in vergleichbarer Grössenordnung auf. Letzteres belegt, dass durch sehr vorsichtige Bestandesbehandlung die Belastung für den Stoffhaushalt durch einen Bestand mit 60 % igen Nadelholzanteil überkompensiert werden kann. (Anmerkung: Der Anteil des Nadelholzvorrates im Mittelland beträgt 57 % und im gesamtschweizerischen Durchschnitt 69 % (LFI 3;).)
- die Geschlossenheit des ökosystemaren Stoffhaushalts nicht nur die Standortqualität und Produktivität von Wäldern, sondern gleichzeitig die Nachhaltigkeit von mittelbaren Waldfunktionen wie die Erhaltung wertvollen, schadstoff- und elektrolytarmen Wassers, die Senkenwirkung der Wälder für Treibhausgase und ihre Habitategenschaften für naturnahe, seltene und schützenswerte Lebensgemeinschaften betrifft.

5.3 Auswirkungen des Nährstoffentzuges auf den Stoffhaushalt im Boden

5.3.1 Auswirkungen auf den Nährstoffvorrat

Als Massstab zur Bewertung der Standorte hinsichtlich ihrer Eignung für die Energieholznutzung dient das Verhältnis des Vorrates an verfügbaren Nährstoffen im Boden zum Nährstoffentzug durch die Biomassenutzung während einer Umtriebszeit.

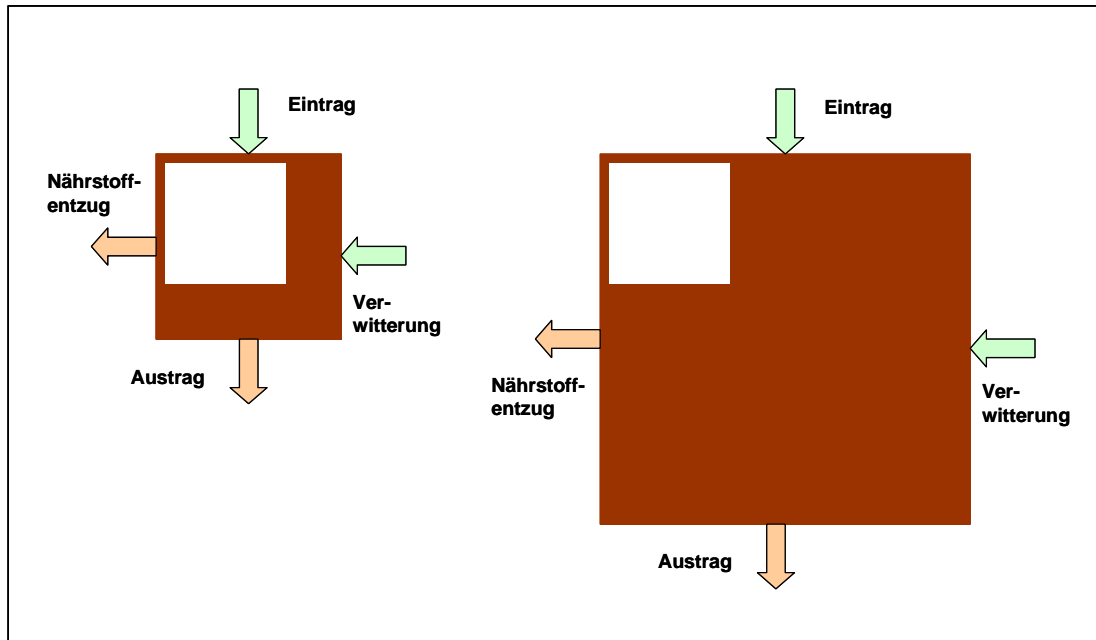


Abb. 5: Nährstoffflüsse (Pfeile), Nährstoff-Bilanzdefizit (weisse Rechtecke) und Nährstoffvorräte im Boden (braune Rechtecke): Ein Standort mit geringem Bodenvorrat ist weniger gut gepuffert und weniger elastisch als ein Standort mit grossem Bodenvorrat bzw. hoher Elastizität (Stüber et al. 2008).

Zu einer nachhaltigen Nutzung gehört nach dieser Definition ein verfügbarer Nährstoffvorrat im Boden, der nach vollständiger Nutzung eines Bestandes noch so gross ist, dass er für ein vergleichbares Wachstum des Folgebestandes ausreicht. Es handelt sich hierbei um einen einfachen Ansatz, der die Stoffflüsse, wie den Nährstoffeintrag aus der Luft, die Verwitterung, sowie Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser nicht berücksichtigt. Das Verhältnis von Nährstoffvorrat im Boden zu Nährstoffentzug durch Holznutzung sagt etwas über die Elastizität des Bodens bezüglich seines Nährstoffpotenzials aus. Ein Standort mit geringem Bodenvorrat ist gegenüber einer unausgeglichener Nährstoffbilanz weniger gut gepuffert und weniger elastisch als ein Standort mit grossem Bodenvorrat bzw. mit hoher Elastizität. In der Abbildung 5 stellen die beiden weissen Rechtecke ein Bilanzdefizit dar, das sich im Laufe von 20 Jahren aufbaut. Dieses Bilanzdefizit ergibt sich aus den Stoffflüssen Eintrag plus Verwitterung minus Austrag und Nährstoffentzug. Am Standort mit der geringen Elastizität wäre aufgrund der negativen Bilanz der Bodenvorrat rechnerisch nach 50 Jahren erschöpft, am Standort mit der hohen Elastizität nach 200 Jahren. Reiche Standorte mit hohen Nährstoffvorräten sind demnach gegen Verlust besser gepuffert (Stüber et al. 2008)

5.3.2 Auswirkungen auf die Humusbildung

Wälder zeichnen sich durch besonderen Reichtum an Humus aus. Humus ist im Boden langfristig gespeicherter Kohlenstoff. Er ist von grosser Bedeutung für die Nährstoff- und Wasserversorgung und trägt so erheblich zur Bodenfruchtbarkeit bei. Durch Humus entsteht eine besonders günstige Bodenstruktur, es werden Wasser und Nährstoffe optimal gespeichert und wieder freigesetzt. Entscheidend für die Humusbildung ist die Menge und Qualität an organischer Substanz, die für die Humusbildung zur Verfügung steht. Mit zunehmender Intensität der Biomassenutzung nimmt die Menge, die für die Humusbildung zur Verfügung steht, weiter ab. In das im Humus ablaufende Geschehen von Werden und Vergehen greift die Biomasse-

nutzung entscheidend ein. Jede Tonne Kohlenstoff, die in Form von Holz und Biomasse den Wald verlässt, steht für die Humusbildung nicht mehr zur Verfügung (Kölling et al. 2008).

5.3.3 Bedeutung der Nährstoffe für die Forstgewächse

Stickstoff

Stickstoff liegt gewichtsmässig in der Trockensubstanz der Pflanzen nach Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff an vierter Stelle. Er macht 18 % des Proteingewichts aus. In den organischen Verbindungen liegt er in reduzierter Form vor. Bis zu 50 – 70 % des Stickstoffs befinden sich in den Chloroplasten. Er bestimmt bei ausreichendem Vorhandensein der anderen Wachstumsfaktoren massgeblich die Grösse der pflanzlichen Produktion.

Phosphor

Phosphor ist unter anderem Bestandteil von Nucleotiden, Nucleinsäuren und Co-Enzymen. Seine Hauptrolle liegt im Vorkommen in wichtigen Strukturkomponenten und in seiner Mitwirkung im Energiehaushalt der Zelle. Er ist wesentlich für die Ausreifung des Holzes und für die Erhöhung der Widerstandskraft gegen Frost und Krankheiten.

Kalium

Kalium ist das einzige einwertige Kation, welches für alle Pflanzen essentiell ist. Es ist wichtig als Co-Faktor bei Enzymreaktionen und als osmotisch wirksame Komponente. Kalium begünstigt die Wasseraufnahme und wirkt dem Welkezustand entgegen. Ausserdem erhöht es die Dürre- und Frostresistenz.

Magnesium

Magnesium ist ein wesentlicher Bestandteil des Chlorophylls und damit notwendig für Assimilation und Wachstum. Das Magnesium der Chloroplasten macht oft mehr als 50 % des Blattmagnesiums aus. Es ist ein wesentlicher Co-Faktor bei vielen Enzymreaktionen.

Calcium

Calcium ist wesentlich für die Aufrechterhaltung von Struktur und Funktion von Zellwänden. Es ist ein relativ unspezifischer Co-Faktor bei vielen Enzymreaktionen. Als Gegenspieler des Kaliums wirkt es entquellend, d.h. es hemmt die Wasseraufnahme und steigert die Transpiration. Calcium liegt im Boden häufig als Karbonat vor. Es ist die Bedeutung des Karbonats, d.h. die pH-Anhebung des Bodens, welche dem Calcium seine besondere Wichtigkeit verleiht.

Spurenelemente (Mikronährelemente)

Besonders wichtige Spurenelemente sind: Eisen, Mangan, Kupfer, Bor, Molybdän. Fehlt nur eines dieser Elemente, kann es zu schweren Wachstumsstörungen kommen. Wichtig sind diese Elemente für Enzymreaktionen und den Elektronentransport (Assimilation).

Eisen ist besonders wichtig für die Synthese von Chlorophyll und für den photosynthetischen Elektronentransport. Mangan spielt eine wichtige Rolle als Co-Faktor vieler Enzyme. Kupfer und Zink sind Bestandteile verschiedener Enzyme. Molybdän ist Bestandteil von Enzymen der Stickstoff-Fixierung und der Nitratreduktion. Die Wirkmechanismen von Bor sind unklar, die Notwendigkeit in niedriger Konzentration für die höheren Pflanzen ist aber unbestritten (Kilian et al. 1994).

5.3.4 Auswirkungen von Nährstoffmangel auf das Baumwachstum

Gemäss dem LFI I (EAFV 1988) stocken 43.7% der Schweizerischen Wälder auf Böden mit einer mässigen oder geringen Standortgüte. Neben klimatischen Grössen spielen dabei sicher auch Fragen der Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit eine grosse Rolle. Dies zeigt auch eine Studie aus Bayern (Ewald 2005). Auf Nährstoff-limitierten Böden kann eine Holzasche-Rückführung wesentlich zur Erhaltung und zur Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit beitragen,

sofern genügend Wasser vorhanden ist. Dies betrifft vor allem die Elemente K, Mg, Ca und möglicherweise auch P. Auf Kalkböden kann die K- und P-Aufnahme durch das Überangebot an Ca in der Bodenlösung erschwert sein. So wies z. B. die Kronentransparenz von Weisstannen aus dem Lehrrevier der ETH eine negative Korrelation mit K, eine positive dagegen mit dem Ca-Gehalt der Nadeln auf (Schütz et al. 1986). Deshalb scheint eine Asche-Ausbringung auf Kalkböden nicht empfehlenswert zu sein.

Calcium-Mangel

Ca-Mangelsymptome sind bei Waldbäumen bisher nicht bekannt. Das beruht darauf, dass Calcium vor allem für die Bodengesundheit und die Bodenfruchtbarkeit von entscheidender Bedeutung ist. Bei Calcium-Mangel im Boden entsteht meistens eine hohe Versauerung, mit allen Folgen für das Bodenleben und die Bodenstruktur. Da die Versauerung auch zu allgemeinen Nährstoffmangel führt, zeigt sich der Calciummangel als unspezifischer Versorgungsmangel. Auf Calciummangel kann daher nicht weiter eingegangen werden. Schwächen in der Calcium-Versorgung der Waldbestände sind im Übrigen oft eine Begleiterscheinung bei Magnesium- oder Kaliummangel auf sauren Böden (Evers und Hüttl 1992).

Magnesium-Mangel

Magnesium-Mangel kann auf verschiedenen Böden, vor allem auf diluvialen, sandigen und versauerten Böden auftreten. Auch auf Böden aus sauren Ausgangsmaterialien wie kristalline Gesteine und Sandsteine ist mit Mg-Mangel zu rechnen. Dies gilt auch für saure, nährstoffarme Moorböden. Neben niedrigen Mg-Gehalten im durchwurzelteten Solum kann Mg-Mangel auch durch hohe Gehalte konkurrenzierender Ionen wie Al^{3+} und NH_4^+ induziert werden. Die Mg-Ionen sind in der Pflanze leicht beweglich. Reicht die Mg-Aufnahme über die Wurzeln nicht mehr aus, so wird Mg aus den älteren Blättern ausgelagert und in jüngere Organe transportiert. Durch die Mg-Verlagerung aus älteren Blättern und Nadeln kommt es dort schliesslich zum Chlorophyllabbau. Bei mässigem Mg-Mangel bleiben die jüngsten Triebe an den Nadelbäumen grün. Bei anhaltendem Mangel greift die Verfärbung auf den nächsten noch grünen Nadeljahrgang über, wenn die neuen Triebe im Frühjahr gebildet werden. Das Höhenwachstum mässig vergilbter Fichten scheint nicht reduziert zu sein. Jahrringanalysen aber zeigen bei vergilbten Fichten einen im Vergleich mit symptomfreien Bäumen reduzierten Zuwachs. Die stärksten Nadelverluste treten häufig im mittleren Kronenbereich auf. Schliesslich sterben die Bäume ab. Dies geschieht häufig im Zusammenwirken mit Frost, Trockenheit, Schädlings- oder Nadelpilzbefall. Bei verschiedenen Laubbäumen wie Buche und Eiche finden sich an den älteren Blättern zunächst fleckige, gelbliche Interkostalchlorosen, die rasch zusammenfliessen und sich keilförmig zwischen den Hauptadern zum Stielansatz verschieben. Ältere aber noch nicht vertrocknete Blätter können abgestossen werden, wodurch es oft zu vorzeitigem Blattverlust kommt. (Evers und Hüttl 1992).

Kalium-Mangel

Kalium-Mangel kann auf leichten, sauren Böden mit geringer Kationenaustausch-Kapazität und Basensättigung auftreten. Auch Böden mit hohen Gehalten an Dreischicht-Tonmineralien, die z. B. aufgrund vorangegangener landwirtschaftlicher Nutzung Zwischenschicht-Kalium verloren haben, neigen aufgrund der K-Fixierung zu K-Mangel. Auf organischen Böden mit geringer K-Sorption und ohne entsprechende K-Nachlieferung kann K-Mangel ebenfalls auftreten. Obwohl die Aufnahme der K-Ionen zum Teil aktiv von der Pflanze bewerkstelligt wird, spielt der Massenfluss eine wichtige Rolle. Deshalb ist die K-Aufnahme bei Austrocknung der Böden erheblich erschwert, so dass selbst bei vergleichsweise hohen verfügbaren Boden-K-Gehalten nach längeren Trockenperioden K-Mangelsymptome anzutreffen sind. Durch hohe Ca-Gehalte im Boden kann die Kalium-Aufnahme der Pflanzen nachteilig beeinflusst werden. Dies ist der so genannte Kalium-Calcium-Antagonismus. Hohe NH_4^+ Gehalte behindern die K-Aufnahme ebenfalls. Auch die Verarmung der Aggregatoberflächen an Kalium führt, speziell auf lehmigen Böden, zuweilen zu einer mangelhaften Kaliumversorgung.

Ähnlich wie bei Mg-Mangel beginnt der K-Mangel bei Nadelbäumen an den Spitzen der älteren Nadeln. Diese werden zunächst gelbgrün bis graugrün, später blassgelb, ohne scharfen Über-

gang zu dem meist grünen Basalteil der Nadeln. Rascher als bei Mg-Mangel werden die Nadeln nekrotisch, ebenfalls an den Spitzen beginnend. Sie sterben schliesslich ab. Wie beim Mg-Mangel sind auch die K-Mangelsymptome besonders deutlich im Herbst und im Frühjahr zu beobachten. Bei starkem Mangel kann der Baum schliesslich völlig absterben. Die Laubbäume, insbesondere Eichen, zeigen bei K-Mangel Welketracht und werden verstärkt von Blattpilzen und saugenden Insekten befallen (Evers und Hüttl 1992).

Mangan-Mangel

Mangan-Mangel kommt bei Fichte, Kiefer und Buche auf feinerdearmen sowie auf schlufflehmreichen Kalkstandorten vor. Auf dem erstgenannten Standorttyp und auf kalkreichen Moorböden kann Mn-Mangel in Kombination mit K- (und Fe-) Mangel auftreten. Der sichtbare Verfärbungskomplex wird dann als Kalkchlorose bezeichnet. Auf Böden aus sauren basenarmen Gesteinen kann die Fichte extrem hohe sowie schwache bis sogar latent mangelhafte Mn-Spiegelwerte aufweisen. Die Mn-Ernährung wird zumindest bei dieser Baumart hauptsächlich durch die austauschbaren Mn-Bodengehalte bestimmt. Nach allen bisherigen Erfahrungen ist die Fichte als Mn-tolerant einzustufen. Für die Douglasie scheint dies nicht zu gelten (Hüttl 1991).

Phosphor-Mangel

Phosphor-Mangel ist bei Nadelbaumbeständen auf sauren, basenarmen Ausgangsgesteinen nicht neu. Kombiniertes P- und Mg-Mangel überrascht deshalb unter derartigen Standortbedingungen nicht. Diese komplexe Ernährungsstörung ist hauptsächlich in Beständen tieferer und mittlerer Lagen bei erhöhten N-Eintragsraten anzutreffen. Im Gegensatz dazu sind Nadelbaumbestände mit Symptomen der montanen Vergilbung in der Regel durch gute bis sogar optimale P-Versorgung gekennzeichnet (Hüttl 1991).

Stickstoff-Mangel

Natürliche und naturnahe Wälder in der gemässigten Zone sind in der Regel N-limitiert. Dies trifft auch auf bewirtschaftete Wälder zu, die in der Vergangenheit vielfältigen Nutzungen, u. a. Streunutzung und Waldweide, unterworfen waren. Im Zusammenhang mit und als Folge der Waldsterbensdebatte Mitte der 80-er Jahre wurde die atmosphärische N-Depositionen mit ihren möglichen Folgen wie N-Sättigung, Versauerung und Basenverlust im Boden, sowie Nährstoffungleichgewichte in den Assimilationsorganen, in den Vordergrund gerückt (B. Ulrich und Pankrath, 1983). Nach wie vor sind aber viele (Fichten-) Wälder in der Schweiz N-limitiert. Betroffen sind sowohl die Voralpen und Alpen (Schleppi et al. 2000; Flückiger und Braun, 1998), wie auch Teile des Mittellandes (Landolt 1997). Ähnliches wird aus Frankreich (Jura, Alpen, Pyrenäen; Landmann et al. 1994), Österreich (Stefan und Fürst 1998) und Deutschland (Gulder und Kölbl 1993) berichtet. Akuter Stickstoffmangel verhindert eine ausreichende Chlorophyllbildung und schränkt die Trockensubstanzproduktion ein. Die Triebe sind kurz, die Blätter und Nadeln klein. Eine gleichmässige gelbgrüne Verfärbung erfasst zunächst die älteren Blätter bzw. Nadeljahrgänge, Nekrosen sind selten (Kilian et al. 1994). N-Limitierung führt auch zu einer erhöhten Kronentransparenz. Letzteres wurde auf LWF-Flächen beobachtet, wo die Kronentransparenz bei Fichten negativ mit dem N-Gehalt der Nadeln korreliert ist (Thimonier et al., 2010). Ähnliches wird für Buche aus Level II-Flächen in Deutschland berichtet (Seidling 2004). Dementsprechend verwundert es nicht, dass das Wachstum vielerorts durch die Stickstoffeinträge aus der Luft in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts angestiegen ist, auch in der Schweiz (Solberg et al 2009, Zingg 1996, Spiecker et al. 1996). Unglücklicherweise werden die Folgen einer Stickstoff-Limitierung oft mit Wirkungen der Luftverschmutzung in Zusammenhang gebracht oder gar mit diesen verwechselt. Da Holzasche N-frei ist und höchstens bei einer Überdosierung in den Stickstoffkreislauf des Bodens eingreift (Kap. 3), sind die Wirkungen einer Holzasche-Ausbringung im Wald in Bezug auf die Stickstoff-Problematik neutral oder eher positiv zu werten.

5.3.5 Weitere Aspekte der Auswirkungen von intensiver Holznutzung

Totholz

Totholz ist ein entscheidender Faktor für die Sicherung der Biodiversität im Wald. Vor allem Spezialisten, wie Käfer, Nachtschmetterlinge, Wanzen, Mollusken, Flechten und Pilze sind in Bezug auf Raum und Zeit, Strukturqualität und –quantität und Strukturtradition auf ein kontinuierliches Angebot von Totholz angewiesen (Schaber-Schoor 2009).

Kohlenstoff in naturnahen Ökosystemen

Der Kohlenstoff hat in Waldökosystemen sowohl für den Nährstoff- als auch für den Wasserhaushalt eine grosse Bedeutung. So ist der Humus ein wichtiger Nährstoffspeicher, besonders auf ärmeren Standorten. Gemäss dem Deutschen Waldbodenbericht (Wolff und Riek 1996) sind auf armen Standorten an einem Grossteil der Probennahmepunkte mehr als 50 % des gesamten Nährstoffangebotes in der Humusaufgabe gebunden. Eine intensivierte Biomassenutzung, insbesondere die Nutzung von Kronenmaterial, kann daher indirekt über die Beeinflussung des Humusvorrates einen Einfluss auf die Nährstoffspeicherfähigkeit der Böden ausüben. Ein anderer wichtiger Aspekt ist der Wasserhaushalt. Die Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Wasser im Mineralboden ist bei Schluff am höchsten. Im Vergleich dazu ist Tangelhumus, eine auf Gebirgsstandorten wichtige Humusform, in seiner Wasserkapazität dem Mineralboden deutlich überlegen. Auch unter dem Aspekt der Wasserspeicherung ist der Kohlenstoff in Form von Humus somit ein ganz wesentlicher Teil des Ökosystems. Humus kann auf Extremstandorten das einzige Substrat sein, auf dem überhaupt ein Wald wächst. Werden auf solchen Standorten die Wälder zu intensiv genutzt, so kann nach einer Auflichtung zu viel Humus mineralisiert werden und bei einer Vollbaumernte zu wenig Humus bildendes Material am Standort belassen werden (Göttlein et al. 2007).

Vergleichende Betrachtung zur Biomasseproduktion

Die nährstoffbezogene Effizienz der Biomassebildung ist zum einen eine interessante Grösse, um die verschiedenen forstlichen Nutzungsintensitäten vergleichend zu bewerten. Zum anderen können derartige Effizienzparameter dazu verwendet werden, um klassische forstliche Produktion mit anderen Produktionszweigen, wie Kurzumtriebsplantagen oder landwirtschaftlichen Pflanzen, zu vergleichen. Auf dem Standort Flossenbürg werden mit einem Kilogramm Phosphor 25.6 Tonnen Trockenmasse Derbholz ohne Rinde, 13.2 Tonnen Trockenmasse Derbholz mit Rinde oder 5.5 Tonnen Trockenmasse vom Vollbaum gebildet (Abb. 6 oben). Die Kurzumtriebsplantagen am Standort Abbachhof produzieren nur etwa 1 Tonne Trockenmasse pro Kilogramm eingesetztem Phosphor, weil der Anteil an Feinreisig und Rinde, die viel Phosphor enthalten, relativ hoch ist. Auch Silomais und Wintergerste können mit etwa 0.4 Tonnen Trockenmasse pro verbrauchtem Kilogramm Phosphor an die Effizienz des Waldes nicht herankommen. Die berechnete Endnutzung am Standort Flossenbürg erfolgt jedoch erst in 85 Jahren, die Kurzumtriebszeitplantagen am Standort Abbachhof liefern über 5 Jahre, während die Feldfrüchte jährlich geerntet werden. Werden die Effizienzwerte auf Jahresbasis berechnet, ergibt sich daher ein ganz anderes Bild (Abb. 6 unten): Hier fällt der Wald, insbesondere die Vollbaumnutzung, gegenüber der Landwirtschaft und den Kurzumtriebsplantagen zurück. In einem nächsten Schritt müsste für einen umfassenden Vergleich der verschiedenen Varianten für die Erzeugung von Biomasse auch der Primärenergieeinsatz mit einberechnet werden. Der Energieeinsatz im Wald und bei Schnellwuchsplantagen beschränkt sich im Wesentlichen auf die Holzernte, während bei den landwirtschaftlichen Kulturen zusätzlich zur Ernte sowohl Düngemittel als auch der Energieeinsatz zum Bearbeiten der Felder nötig sind (Göttlein et al. 2007).

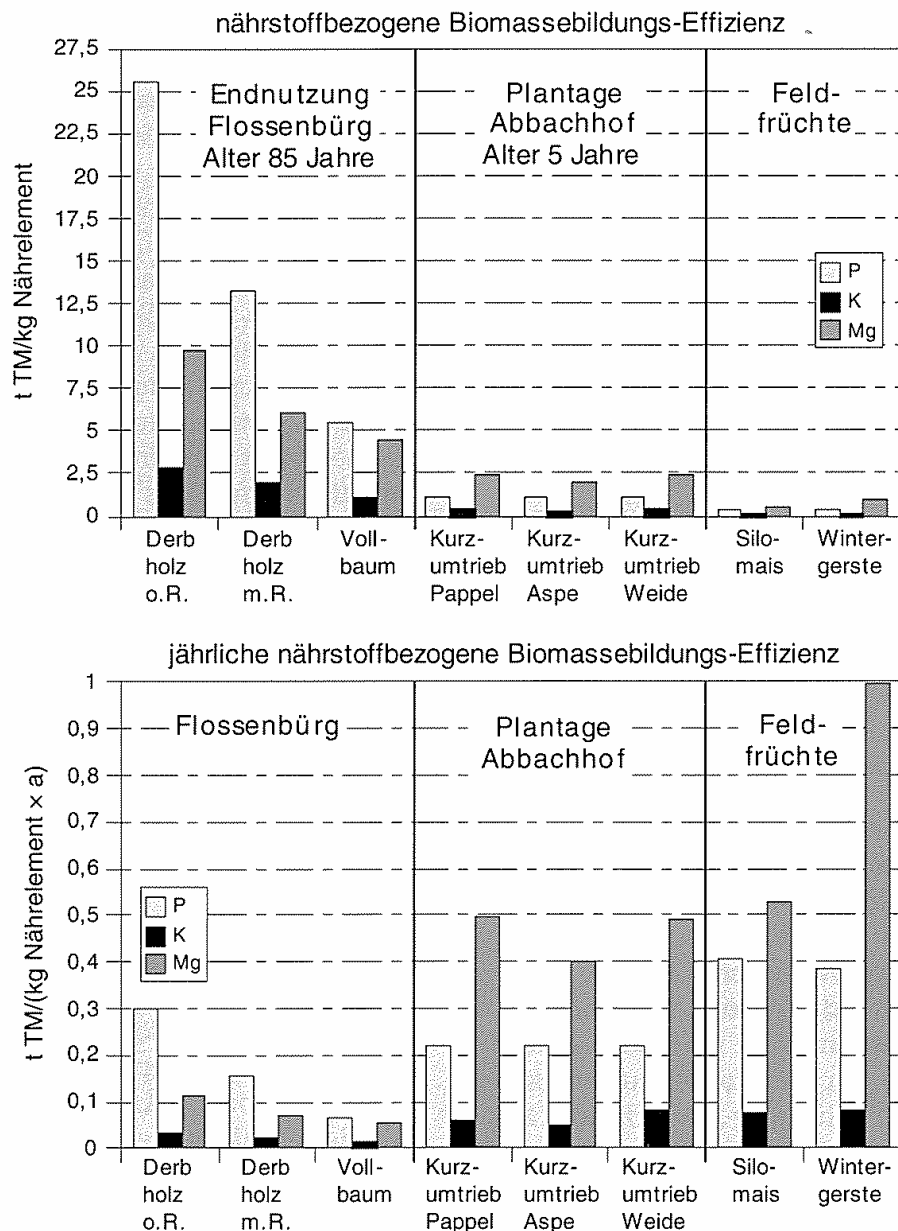


Abb. 6: Leistungsvergleich von Fichtenforst, Schnellwuchsplantage und landwirtschaftlicher Kultur: nährstoffbezogene Effizienz (oben) und jährliche bezogene Effizienz (unten) der Biomassebildung (in t Trockensubstanz/kg Nährstoff bzw. t Trockenmasse/(kg Nährstoff x Jahr)); die Daten zu Wintergerste beziehen sich auf die Gesamtpflanze (Korn und Stroh). (Daten zur Schnellwuchsplantage Abbachhof aus Jug 1997, Daten zu landwirtschaftlichen Pflanzen aus LfL 2006). (Göttlein et al. 2007)

Vergleich mit herkömmlicher Streunutzung

Eine der extremsten Formen des Nährstoffentzuges war die bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts betriebene Streunutzung, bei der die gesamte Bodenvegetation und der Auflagenhumus in regelmäßigen Abständen entnommen wurden. Derart übernutzte Wälder sind stark an Nährstoffen verarmt und die Bodenfruchtbarkeit wurde längerfristig beeinträchtigt. Auf den streugenutzten Standorten kam es zu erheblichen Zuwachseinbussen und zu einer Verarmung an Baumarten, da anspruchsvollere Bäume auf den degradierten Standorten nicht mehr gedeihen konnten. Bei der Vollbaumernte wird deutlich weniger Nadelmasse aus einem Bestand entnommen als bei einem klassischen Streunutzungssystem. Bei einem 2-jährlichen Streunutzungsintervall ab dem Bestandesalter 40 Jahre ist der Entzug etwa doppelt so hoch wie bei einer Vollbaumernte (Ledermann 2009). Da auch eine Vollbaumernte zu einer Über-

nutzung führen kann, sollte es auch in Zukunft im Interesse des Waldbesitzers selbst sein, die Fruchtbarkeit des Bodens als unerlässliches Betriebskapital zu erhalten (Kölling et al. 2008).

Monetäre Bewertung des Nährstoffentzuges

Bei der Produktion von Holz und Waldhackschnitzeln stehen die Schlagworte Produktivität und Wirtschaftlichkeit im Vordergrund, wobei bisher der erntekostenfreie Erlös das wichtigste wirtschaftliche Kriterium ist. In diesem Zusammenhang spielen die Nährstoffe, die durch den Biomasseverkauf dem Ökosystem entzogen werden, bislang praktisch keine Rolle. Eine monetäre Bewertung des Nährstoffverlustes durch unterschiedliche Nutzungsintensitäten führt zu folgenden Ergebnissen. Bei einer Steigerung der Biomassenutzung um nur 20% (Derbholz in Rinde → Vollbaum) verdoppeln sich die Kosten für eine Kompensationsdüngung. Die Kosten der Kompensation der Nährstoffentzüge für einen Schüttraummeter Waldhackschnitzel wurden in Abhängigkeit der Nutzungsintensität und der Reinnährstoffpreise ermittelt. Bei der Hackschnitzelgewinnung aus Kronenmaterial muss mit Nährstoffrückführungskosten (Nährstoffentzug und Rückführung) von 2.28 bis 3.03¹ Fr pro Schüttraummeter (Sm³) gerechnet werden. Diese Kosten sind 10 mal so hoch wie bei der Variante „Derbholz in Rinde“. Bei der Produktion von Waldhackschnitzeln sollten neben dem Kriterium Forstschutz die Kriterien Wirtschaftlichkeit und ökosystemarer Nutzen eines Belassens von Kronenmaterial deutlich abgewogen werden. Eine nur geringe Steigerung in der Biomassenutzung bei zusätzlicher Verwendung von Kronenmaterial lassen die Nährstoffentzüge und damit die Kosten für die Produktion von Hackschnitzeln bei ganzheitlicher Kostenbilanzierung enorm anwachsen. Vor diesem Hintergrund muss sich der Waldbesitzer im Einzelfall die Fragen stellen, wie intensiv er seine Bestände nutzen kann und ob das Hacken von Kronenmaterial wirklich auf lange Sicht die wirtschaftlich interessantere Variante ist (Ettl und Göttlein 2007).

Auch die ökonomischen Grenzen von Zuwachsverlusten dürfen nicht übersehen werden. In einer Untersuchung der Universität für Bodenkultur in Wien konnte bei konsequenter Entnahme von Reisig und Nadelmasse aus jungen Fichtenbeständen ein Zuwachsverlust von 10 % nach drei Jahren und von 20 % nach 20 Jahren nachgewiesen werden. Hier gilt es, mögliche Mehrerlöse gegen mögliche Zuwachsverluste und eine geringere Standortsproduktivität in der Zukunft abzuwägen (Englisch und Reiter 2009 b).

Nährstoffwert in der Asche und Kosten für die Entsorgung

Bei Holzaschen handelt es sich um Calcium dominierte Mehrnährstoffdünger. Sie enthalten neben Calcium, Kalium und Magnesium auch einen geringen Anteil an Phosphor, einem weiteren wichtigen Pflanzennährstoff. Holzaschen sind frei von Stickstoff und daher angesichts der gebietsweise hohen Stickstoffbelastung der Ökosysteme ein interessantes Produkt zur Nährstoffrückführung in den Wald (Ettl et al. 2007).

Derzeit werden die Aschen aus Biomassekraftwerken grösstenteils deponiert, wobei sich die Deponierungskosten auf über 150 Fr¹. pro Tonne belaufen. Zusätzlich stellen die in den Aschen enthaltenen Nährelemente einen erheblichen finanziellen Wert dar. Unterstellt man einen Nährstoffwert von 128 Fr². pro Tonne Asche, so entstand allein bei der energetischen Nutzung von Hackschnitzeln mit einem Ascheanfall von jährlich 15'000 t (Vock 2003) ein volkswirtschaftlicher Verlust (Nährstoffentzug und Deponierungskosten = 278 Fr/t) von mehr als 4.17 Mio Fr. Somit ist bereits aus rein monetärer Sicht eine Deponierung von Holzaschen also keine optimale Lösung (Ettl et al. 2007). Ausschlag gebend für eine Asche-Ausbringung im Wald sollten aber nicht finanzielle Überlegungen sein, sondern deren ökologischer Nutzen.

5.3.6 Standörtliche Nachhaltigkeit am Beispiel Österreichs

Auf knapp der Hälfte der Probeflächen der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) ist die Ernte von Biomasse (Vollbaumernte) bei nachhaltiger Nährstoffversorgung möglich, während dies auf einem Viertel der Flächen als „problematisch“ zu bewerten ist und auf dem restlichen Viertel

¹ Umrechnung Euro – Fr.: 1.5

² Umrechnung Euro _ Fr.: 1.5

„unterbleiben soll“. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist einerseits zu berücksichtigen, dass auch andere Gründe für eine Limitierung der Vollbaumernte vorliegen können (zum Beispiel Bodenverdichtung, Erosion). Andererseits kann die Ernte von Biomasse auch auf Flächen mit empfohlenen Nutzungsbeschränkungen erfolgen, wenn am Standort entsprechende Einschränkungen beachtet werden. Abbildung 7 zeigt die Klassifikation nach den wichtigsten Waldbodentypen.

Das ungünstigste Ergebnis weisen Ranker, Bachauböden und substratbedingter Podsol auf, die jedoch jeweils nur 1 bis 2 % der Waldfläche abdecken. Semipodsol sind insgesamt etwas günstiger zu beurteilen, doch sind mehr als 30% aller Flächen, auf denen Biomassenutzung „unterbleiben soll“, aufgrund des hohen Waldflächenanteils auf Semipodsol-Standorten zu finden. Überaus günstig zu beurteilen sind silikatische Braunlehme und Auböden, beide Bodentypen nehmen aber nur geringe Waldflächenanteile ein. Von den weit verbreiteten Bodentypen sind Braunerden aus Löss, Moränen und Lockersedimenten sowie Pseudogleye und Gleye am günstigsten zu beurteilen. Bei dieser Bewertung ist zu berücksichtigen, dass viele Bodentypen eine grosse Spannweite bezüglich der Nährstoffvorräte aufweisen, die durch ihre Lage (Neigung, Seehöhe), das Ausgangsgestein, ihre Gründigkeit und ihren Grobmaterialanteil bedingt ist.

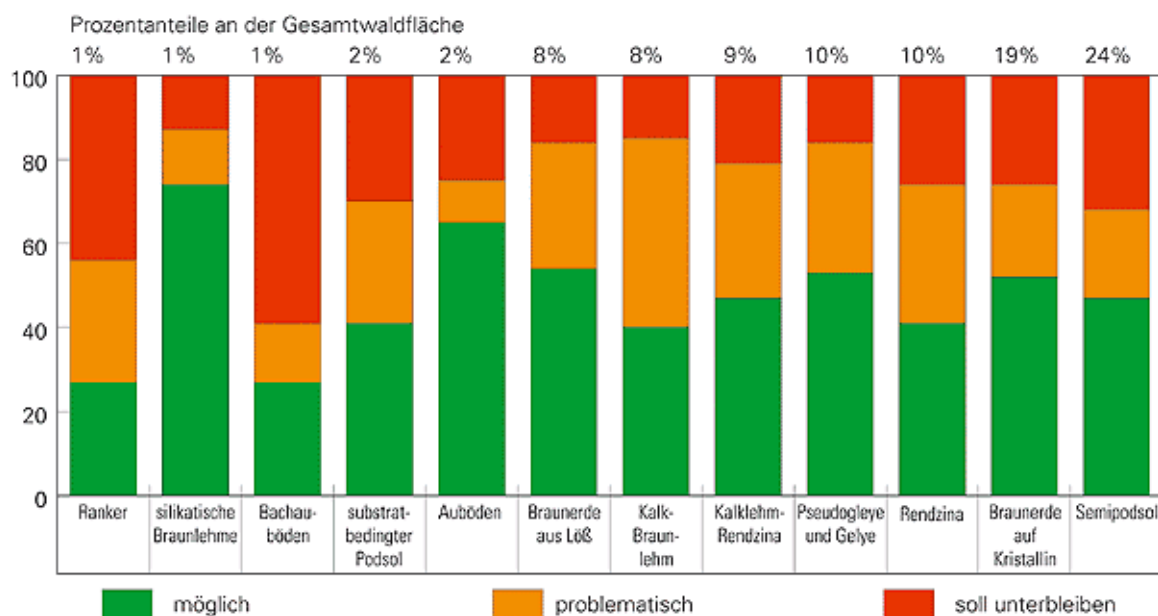


Abb. 7: Prozentanteile der Probestflächen der Österreichischen Waldinventur (Wirtschaftswald), auf denen Vollbaumnutzung (Ernte von Holz, Ästen, Zweigen, Rind und Nadeln) möglich, problematisch ist oder unterbleiben soll, stratifiziert nach Bodentypen (Englisch und Reiter 2009 a)

Bezüglich Stickstoffvorräte wurde nur eine einzige Probestfläche als „nicht nachhaltig“ bewertet, rund 11 % der Flächen als „wenig nachhaltig“. Ähnlich stellt sich die Situation bei Calcium und Magnesium dar: Auf etwa 1 % der Standorte ist die Magnesiumbilanz als „wenig“ oder „nicht nachhaltig“ zu beurteilen, auf ca. 4.5 % die Calciumbilanz. Ausschlaggebend für das vorliegende Ergebnis sind die Phosphorvorräte, die auf 38% der Flächen als „wenig nachhaltig“ klassifiziert werden mussten, sowie die Kaliumbilanz, die auf 23% der Flächen als „nicht nachhaltig“ gilt (Englisch und Reiter 2009 a).

In der Tabelle 10 ist das anteilmässige Vorkommen der wichtigsten Bodentypen in den Forstregionen Jura, Mittelland, Voralpen, Alpen und Alpensüdschweiz, sowie im Total in der Schweiz aufgeführt. Die Grundlagen beziehen sich auf die Waldzustandsinventur WZI der eidgenössischen Forschungsanstalt WSL in Birmensdorf (ZH, Lüscher et al. 1994). In dieser Inventur wurden 1993 an 172 Stichprobenorten der Schweiz zahlreiche Eigenschaften des Baumbestandes sowie der Boden und die Vegetation erfasst. Die Grösse der WZI-Stichprobenflächen beträgt 500m². In der Forstregion Jura ist der Anteil an Rendzina- und Parabraunerde-

böden am höchsten. Hierbei muss aber erwähnt werden, dass das WZI-Netz zufällig auf sehr viele Rendzinastandorte zu liegen kam und so der Anteil der Rendzinastandorte im Jura, und demzufolge auch für die Gesamtschweiz hoch ausfällt. Im Mittelland dominieren Braunerde (31 %), Parabraunerde (35 %) und Rendzina (24 %). In den Voralpen sind die Anteile der Bodentypen ähnlich; hier sind zusätzlich die (Pseudo-) Gleystandorte häufig vertreten. In den Alpen und auf der Alpensüdseite kommen die Podsolstandorte mehrfach vor. Die in den Spalten 2 - 6 (Tabelle 10) genannten Anteile beziehen sich nur auf die WZI-Stichprobenflächen innerhalb der Forstregion. Die aufgeführten Anteile im Total beziehen sich auf alle Stichprobenflächen in der Schweiz.

In der Schweiz sind die Rendzina-, Braunerde- und Podsoltypen am häufigsten. Der Anteil der vergleyten Böden beträgt weniger als 5 %, obwohl sie im Voralpenraum häufig vorkommen.

Tab. 10: Anteile der häufigsten Bodentypen in den Forstregionen Jura, Mittelland, Voralpen, Alpen und Alpensüdschweiz, bezogen auf die WZI-Flächen pro Forstregion und der Anteil der häufigsten Bodentypen in der Schweiz. (Quelle WZI, Lüscher et al. 1994)

Bodentyp	Forstregion					Total	
	Jura %_Region	Mittelland %_Region	Voralpen %_Region	Alpen %_Region	Alpensüdseite %_Region	Anz. Pr.	%_CH
Skeletthumusboden			3.1			1	0.6
Ranker (verbraunt), Regosol (verbraunt)	2.8			7.4	14.3	8	4.7
Rendzina (verbraunt)	77.8	24.1	25.0	16.7		52	30.2
Pararendzina (verbraunt)		6.9	9.4	22.2	9.5	19	11.0
Braunerde, Kalkbraunerde, podsolierte Braunerde	2.8	31.0	34.4	24.1	28.6	40	23.3
Parabraunerde	16.7	34.5	6.3	3.7		20	11.6
Pseudogley, Stagnogley			9.4			3	1.7
Gley		3.4	12.5			5	2.9
Eisen-Humuspodsol, Eisenpodsol, Kryptopodsol				25.9	47.6	24	14.0

Auf Grund der leicht unterschiedlichen Bodentypen-Gruppierung in Abbildung 7 und Tabelle 10 werden im Folgenden nur vier Beispiele diskutiert. Auf knapp einem Viertel der Schweizer Waldfläche (Braunerde) ist eine Vollbaumnutzung zu 40 % bis 50 % möglich, wobei auf Kalkbraunerde die Vollbaumnutzung eher problematisch angesehen wird. Die vergleyten Standorte sind für eine Vollbaumnutzung am günstigsten (50 % - 70% möglich), ihre Fläche ist aber gesamtschweizerisch mit Ausnahme der Voralpen eher gering. Die Rendzinastandorte sind schweizweit mehrfach zu finden, bezüglich der Vollbaumnutzung aber eher als problematisch einzustufen (max. 40 % möglich). Das gleiche trifft auch für die nur in den Alpen und auf der Alpensüdschweiz vorkommenden Podsoltypen zu. Diese Ausführungen sind mit Vorsicht zu geniessen, da die Unterschiede bei den Nährstoffvorräten innerhalb eines Bodentyps, bzw. die Ein- und Austräge je nach Lage beträchtlich variieren können.

5.4 Berechnungsbeispiel Rückführung von Rostasche zur Kompensation des Nährelementexports durch Vollbaumernte

Wie bereits erwähnt, nimmt die Nährstoffentnahme bei einer Vollbaumnutzung gegenüber einer Nutzung von Derbholz in Rinde in beträchtlichem Masse zu. In Tabelle 11 sind die Differenzen an Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor über eine Umtriebszeit aufgezeigt. Die Grundlagen über die Nährstoffmengen in Derbholz in Rinde, bzw. in Vollbäumen stammen von einem Modellbestand für Fichte (Krapfenbauer und Buchleitner 1981). Für den Nährelementgehalt in der Rostasche von naturbelassenem, nicht stückigem Holz wurde Noger et al. (1996) herangezogen.

Für die Defizitbegleichung von Kalium bei einer Fichten-Vollbaumernte werden ca. 6.5 t/ha*U Rostasche benötigt. Zur Deckung des Mehrentzuges an Phosphor durch die Vollbaumernte würde es rund 7 t/ha*U brauchen. Würde eine Ascherückführung auf den Waldstandorten in der Schweiz mit einem pH ≤ 5 erfolgen, so würde es einen jährlichen Bedarf von 32'500 Tonnen ergeben (550'000 ha*6.5t/ha pro 100 Jahre Umtriebszeit). Der Ascheanfall in der Schweiz aus naturbelassenem Holz aus grösseren Anlagen liegt nach Vock (2003) bei 15'000 t/Jahr. Mit

dieser Menge könnte eine Rückführung auf eine Waldfläche von 255'000 ha während einer Umtriebszeit erfolgen, was etwa der Waldfläche mit einem pH \leq 3.8 entspricht (Tab. 12). Im Mittelland mit einer Waldfläche von 227'000 ha (Brassel und Brändli 1999) weisen rund 50 % der Bestände ein pH \leq 5 auf. Unter der Annahme, dass die Hälfte der Asche im Mittelland anfällt und der Anteil der Rostasche durchschnittlich 75%⁽⁵⁾ beträgt, fallen jährlich im Mittelland 5625 Tonnen Rostasche an, was ungefähr 70 % des Bedarfs im Mittelland entspricht.

Optimal wäre ein mehrmaliges Ausbringen von kleinen Mengen verteilt über die Umtriebszeit, was jedoch aus wirtschaftlicher Sicht nicht machbar ist. Eine einmalige Ausbringung pro Umtriebszeit kann erfolgen, wenn die Asche vorgängig verfestigt (karbonatisiert) wird, weil dadurch nach Emilsson (2006) die Löslichkeit massiv gesenkt wird (20 – 25 Jahre). Auch wenn der Bedarf den momentanen Ascheanfall übersteigt, wird ein gewisser Anteil an ausbringungsfähiger Holzasche auf der Deponie entsorgt werden müssen, wie es in Finnland, wo Holzasche im Wald ausgebracht wird, ebenfalls geschieht (Väätäinen et al. 2003).

Tab. 11: Berechnungsbeispiel Rückführungsmenge von Rostasche zur Deckung des Kalium-, Phosphor- und Mangan-Defizits durch die Vollbaumnutzung während einer Umtriebszeit für einen Fichtenbestand.

Baumart	Fichte			
Nährelement (1)	Calcium	Kalium	Magnesium	Phosphor
Derbholz in Rinde [kg/ha*U]	689.7	174.8	64.6	35.2
Vollbaum [kg/ha*U]	1197.9	570.4	144.4	113.6
Differenz [kg/ha*U]	508.2	395.6	79.8	78.4
Gehalt in Rostasche von nicht stückigem Holz (Median) (2) [kg/t]	330.0	61.0	25.0	11.0
Bedarf an Rostasche zur Deckung des Defizits durch eine Vollbaumernte [t/ha*U]	1.5	6.5	3.2	7.1

Tab. 12: Anzahl der Waldflächen in der Schweiz mit einem Boden-pH \leq 5, Angaben in 100 ha (LFI I, EAFV 1988)

Boden pH	Jura	Mittelland	Voralpen	Alpen	Alpen-Südseite	Schweiz
4.21-5.00	235	307	261	532	189	1524
3.81-4.20	104	273	184	343	310	1214
3.21-3.80	84	664	423	471	507	2149
2.41-3.20	4	101	190	162	173	630
Total	427	1345	1058	1508	1179	5517

5.4.1 Asche-Austrag durch Holzernte

Zur Gegenüberstellung mit der Einbringungsmenge zur Bedarfsdeckung (Tab. 11) wird im Folgenden die Aschemenge berechnet, die theoretisch bei der Holznutzung aus dem Bestand entfernt wird. Auf Grund des durchschnittlichen Zuwachses ohne Einwuchs im Mittelland (Brassel und Brändli 1999), einer Umtriebszeit von 100 Jahren und einem Ernteverlust von 15% ergibt sich ein Holzanfall von 1046 m³/ha*U. Bei einem Energieholzanteil von 24%⁽³⁾ der gesamten Nutzungsmenge resultiert eine Aschemenge von 6.4 t/ha*U⁽⁴⁾⁽⁵⁾ (Tab. 13). Somit liegt der Entzug auf dem Niveau zur Bedarfsdeckung des Kalium-Defizits aus der Vollbaumernte (Tab.11).

Berücksichtigt man ferner, dass rund 25% des Asche-Anfalls in den Filtern der Feuerungen hängen bleibt und diese Filteraschen zudem einen höheren Schwermetall-Gehalt als die Rostaschen aufweisen, so übersteigt der Schwermetallaustrag gar den –eintrag.

Tab. 13: Asche-Austrag durch Holzernte

Zuwachs Mittelland pro 100 Jahre Umtriebszeit:	1046.0 m ³ /ha
Davon Energieholz (24%):	251.0 m ³ /ha
Rest (76%):	795.0 m ³ /ha
Asche-Austrag Energieholz (0.6 t/m ³ , 1.7% Asche-Anteil):	2.6 t/ha
Asche-Austrag Rest (0.6 t/m ³ , 0.8% Asche-Anteil):	3.8 t/ha
Total Asche-Austrag:	6.4 t/ha

- (1): Nährstoffaustrag über eine Umtriebszeit, Modellbestand Fichte (Krapfenbauer und Buchleitner (1981)
 (2): Mittelwerte von Elementgehalten in Rostasche von naturbelassenem, nicht stückigem Holz (Noger et al. 1996)
 (3): BFS (2008)
 (4): mittlere Holzdicke: 0.6t/m³; mittlerer Aschegehalt: 1.7 Gew. % des Brennstoffes (Noger et al 1996).
 (5): Obernberger (1997)

5.5 Diskussion und Empfehlungen

Erfahrungen aus europäischen Wäldern zeigen, dass die besonders im vorletzten Jahrhundert über eine lange Zeit hinweg betriebene Nutzung von Streu, Reisig, Rinde und in vielen Fällen auch von Stöcken auf weiten Flächen zu einer dramatischen Störung der Produktionsverhältnisse führte. So kam es vor, dass die Verjüngung auf den humusarmen Streunutzungsflächen wegen Nährstoffmangel, Verheidung und verminderter Wasserspeicherkapazität frühzeitig ausfiel. Noch heute – Jahrzehnte nach dem Aufhören der Streunutzung – sind die Nachwirkungen zu spüren. Es ist allerdings sicher, dass die moderne Vollbaumnutzung heute nicht mehr zu so exzessiven Störungen führen wird wie die Totalnutzung im vorletzten Jahrhundert. Dafür spricht, dass die moderne Vollbaumnutzung nicht mit der Streunutzung kombiniert ist, vorerst nur in Ausnahmefällen eine vollständige Reisigentnahme stattfindet und die Niederschläge und Aerosole heute erheblich mehr an Nährstoffe den Standorten zuführen als früher. Böden von silikatarmen Sandsteinen, Sanden, Quarziten, armen Gneisen und Graniten sowie alten basenverarmten Verwitterungen der Kreide und des Jura werden in ihrem umlaufenden Nährstoffkapital von der Vollbaumnutzung am ehesten in Mitleidenschaft gezogen. Schwierig auszugleichen sind vor allem die Nachteile, die durch die verminderte Humusproduktion entstehen. Ein solcher Humusschwund mindert die Bodenfruchtbarkeit vor allem auf den sorptionsschwachen, sandigen und steinigen Böden (Kreutzer 1979).

Grundsätzlich sollte vor jedem Einsatz der Vollbaumernte eine einfache Standortsbeurteilung durchgeführt werden. Die folgende Checkliste führt Kriterien an, die auf standörtliche Einschränkungen im Hinblick auf die Biomasse-Ernte hinweisen:

- Bodentyp Semipodsol, Podsol, Ranker, Bachauboden
- Boden seichtgründig (Gründigkeit < 30cm)
- Boden mit hohem Grobanteil (Grus, Steine, Blöcke; mehr als 40% des Bodenvolumens)
- Grundgestein nährstoffarm (z.B. Granit, Gneis, Quarzit, Quarzphyllit, Serpentin, sehr reine Kalke und Dolomite)
- historische Waldnutzungen (Schneitelung, Streunutzung)
- kühles Klima (→ langsamere Verwitterung und Nährstoffnachlieferung)
- niederschlagsarmes Klima (→ geringere Stoffeinträge)

- Relief: Kuppe, Oberhang, Rücken, Riedel.

Je mehr Kriterien zutreffen, desto wahrscheinlicher ist es, dass am Standort die Vollbaumernte problematisch ist oder unterbleiben sollte. Wenn begründete Zweifel bestehen, ob Biomasse-nutzung möglich ist, sollten die Nadel- und Blattbiomasse, sowie das Feinreisig, überhaupt im Wald verbleiben (Englisch und Reiter 2009 b). In diesen Baumteilen ist ein Grossteil der Nährstoffe festgelegt.

Leider gibt es derzeit noch grosse Unsicherheiten, welche Nutzungsintensitäten auf welchen Standorten langfristig tragbar sind, und es existieren keine praxistauglichen Planungsunterlagen. Bis zum Vorliegen dieser Unterlagen sollten aus Vorsorgegründen folgende Empfehlungen aus Deutschland und Österreich übernommen werden.

- Krone(n)teile) und/oder Zopf (< 7 cm) im Bestand belassen,
- Vollbaumernte nicht bei jeder Nutzung (Laubbäume ohne Laub) durchführen
- oder Vollbaumnutzung nur auf Teilen der Nutzungsfläche durchführen.
- Alle über das herkömmliche Mass (Derbholz in Rinde) hinausgehenden zusätzlichen Nutzungen von Biomasse sind von den Forstbetrieben zur Nachhaltigkeitskontrolle laufend und dauerhaft in einfacher Form zu dokumentieren.
- Auf allen als sehr nährstoffarm bekannten Standorten ist die Nutzung auf das Derbholz, möglichst ohne Rinde, zu beschränken.

Einschränkungen für die Vollbaumernte können auch aus anderen Gründen gegeben sein, z. B. um der Bodenverdichtung oder der Erosion vorzubeugen (Englisch und Reiter 2009 b; Kölling et al 2008).

In Englisch (2007) ist zudem festgehalten, dass Zuwachsverluste durch Bodendegradierung auch ihre ökonomischen Folgen haben. Eine Vollbaumnutzung kann auf schwach versorgten Böden die kurzfristig verfügbaren Nährstoffvorräte erheblich dezimieren. Im Falle von Kalium betrifft dies vor allen Standorte auf Rendzina, Semipodsol, Podsol und arme Braunerden, beim Calcium sind Semipodsol, Podsol und arme Braunerden zu nennen. Die entzogenen Mengen erreichen bereits einen nicht zu vernachlässigenden Prozentsatz der mittel- bis langfristig verfügbaren Nährstoffvorräte. Vollbaumnutzung ist daher in den Kalkalpen auf allen Rendzina-standorten, ausgenommen den tiefgründigsten und grobskelettärmsten, als problematisch einzustufen, ebenso in den silikatreichen Zentralalpen auf den nährstoffarmen (seichtgründigen) und/oder podsoligen Standorten, sowie in konvexen Relieflagen.

Durch das Aufrüsten im Bestand bleibt die Biomasse einigermaßen verteilt auf der Fläche liegen, kann während der Zersetzungsphase kontinuierlich Nährstoffe an den Boden zurückgeben und einen Beitrag für die Humusbildung leisten. Zudem stellt Totholz, auch liegend, einen wichtigen Lebensraum und hohen Wert für den Artenschutz dar. Für die vollmechanisierten Ernteverfahren und die neuen Ernteverfahren am Hang ist das flächige Liegenlassen von Biomasse jedoch nicht so leicht zu bewerkstelligen. Kronentrennschnitte im Bestand wären eine mögliche Lösung. Im Bestand liegen gelassene Fichtenkronen können allerdings als Brutmaterial für Borkenkäfer dienen, wenn der Hiebszeitpunkt nicht berücksichtigt wird. Eine energetische Nutzung des Astderbholzes bei der Buche ist meistens unbedenklich, da die Buche nicht auf den nährstoffärmsten Standorten stockt und dieses Baumkompartiment ähnlich tiefe Nährstoffgehalte aufweist wie das Schaffholz. Noch ist sehr wenig über den Ausgleich jener Schäden bekannt, die durch den Einsatz schwerer Maschinen am Bodengefüge und am Wurzelwerk entstehen. Besonders gefährdet sind hier die grund- und stauwasserbeeinflussten Standorte. Reisiglagen auf den Rückegassen mindern zwar die Schäden, bedingen jedoch eine ungleichmässige Verteilung des künftigen Nährstoffangebotes (Kreutzer 1979).

Waldbauliche Massnahmen können auch einen direkten Einfluss auf einzelne Nährstoffflüsse haben. Beispielsweise können grössere Femel- und Kahlschläge durch Veränderung des Mikro-

klimas in Bodennähe zu einer verstärkten Nährstoffauswaschung führen (Hegg et al. 2004). Hingegen sind bei den schonendsten Waldbehandlungskonzepten (Dauerwald, Femelschlag mit 80 % Vorverjüngung) unter heutigen Nutzungsintensitäten keine deutlichen Basenverluste zu erwarten, bzw. die MB-Kationenbilanz leicht positiv (v. Wilpert 2008).

Eine Rückführung von Rostasche aus naturbelassenem Holz in den Wald im Sinne eines geschlossenen Nährstoffkreislaufes kann durchaus sinnvoll sein. Dabei kann aber immer nur die Asche mehrerer Nutzungen auf einmal ausgebracht werden. Alles andere wäre unwirtschaftlich. Die im Falle von frischer Holzrasche resultierende Überdosierung an Nährstoffen geht am Bedarf der Waldbäume vorbei und würde dem Grundsatz des geschlossenen Nährstoffkreislaufes zuwiderlaufen und noch weitere, an anderer Stelle beschriebene negative Effekte nach sich ziehen. Daher sollte nur Rostasche in karbonatisierter und gebrochener Form, granuliert oder pelletiert ausgebracht werden. Geeignete Massnahmen zur Behandlung von Holzrasche werden im nächsten Kapitel beschrieben.

Auf vielen Standorten wäre das Belassen des Schlagabraumes ein wichtiger Beitrag zur stofflich nachhaltigen Waldnutzung. Mit zunehmender Nutzungsintensität vermindert sich die im Wald verbleibende Biomasse und steht für die Humusbildung nicht mehr zur Verfügung. Humus ist jedoch von grosser Bedeutung für die Nährstoff- und Wasserversorgung der Waldbäume und trägt so erheblich zur Bodenfruchtbarkeit bei (Kölling et al 2008). Holzrasche kann diesen Mangel nicht kompensieren.

Eine Holzrascherückführung in den Wald verursacht Kosten, die in einer betriebswirtschaftlich vollständigen Kostenkalkulation für die Energieholzbereitstellung, insbesondere aus Hackenschnitzeln, berücksichtigt werden müssen. Dies verlangt nach einer umfassenden Ökobilanzierung, die sowohl den Nährstoffentzug durch die Holzernte wie auch eine eventuell notwendige Nährstoffrückführung oder verminderte Wuchsleistung des zukünftigen Bestandes beinhalten muss (Ettl et al. 2007).

Aus diesen Überlegungen ist abzuleiten, dass die Beurteilung der ökologischen Auswirkungen verschiedener Nutzungsintensitäten auf den Standort vor der Holzernte unerlässlich ist. Dabei soll die Frage geklärt werden, wie gross ein Biomasseentzug sein darf, ohne dass sich dieser nachteilig auf den Standort auswirkt. Dabei müssen die Datenlücken sowohl bei den Aus- wie den Einträgen möglichst geschlossen werden. Da viele, eher nährstoffarme Standorte über keine besonderen Reserven an Nährstoffen im Boden verfügen, würde eine Vollbaumnutzung ohne ökosystemwirksamen Ersatz der entzogenen Nährstoffe unvermeidlich zu Ertragsrückgang führen, insbesondere dann, wenn auch die Durchforstungsmassnahmen in Form von Vollbaumnutzungen durchgeführt werden.

Auf Grund dieser Überlegungen macht eine Asche-Ausbringung in den Wald ökologisch Sinn, da sie einerseits einen allfälligen Nährstoff-Verlust des Bodens durch die Holzernte kompensieren und andererseits einer Versauerung des Standorts durch atmogene Einträge entgegenwirken kann.

6 Wie ist eine Ascherückführung (Rostasche) von naturbelassenem Holz technisch, logistisch und finanziell machbar?

Die verstärkte Nutzung von Waldholz als Energieträger für Wärme und Strom führt zwangsläufig zu einem höheren Ascheanfall. Mit den aktuell geltenden Gesetzgebungen wird Rostasche auf Reaktordeponien entsorgt. Im Jahr 2003 wurden die Deponien mit rund 15'000 t Asche aus naturbelassenem Holz belastet (Vock 2003). Dabei kommt der Frage nach einer sinnvollen und umweltverträglichen Verwertung der anfallenden Aschen eine stark steigende Bedeutung zu. Im Zentrum des Interesses steht dabei die Rückführung der Rostaschen in natürliche Wachstumsprozesse im Bereich der Waldnutzung (Schliessung des Nährstoffkreislaufes der Natur und Er-

höhung der Säureneutralisationskapazität auf sauren Böden), sofern es sich beim eingesetzten Brennstoff um naturbelassenes Holz handelt. Für eine umweltverträgliche Kreislaufwirtschaft kann die Zusammensetzung und Charakteristik von Aschen aus Biomassefeuerungen beeinflusst werden. Einerseits können bereits während dem Verbrennungsprozess auf gute Ausbrandqualität, Produktion geringer Flugaschenmengen und gezielter Flugaschenfraktionierung geachtet werden und andererseits nachträgliche Eingriffe, wie chemische, biologische oder thermische Ascheaufbereitung vorgenommen werden. Eine nachträgliche Aschenbehandlung zur Schwermetallabtrennung könnte aufgrund des grossen technologischen Aufwandes nur zentral durchgeführt werden und wäre mit hohen Rohstoff- und Energieeinsätzen verbunden. Nachträgliche Verfahren widersprechen dem Prinzip einer dezentralen Kreislaufwirtschaft mit Pflanzenasche und sollten grundsätzlich nur dann in Betracht gezogen werden, wenn direkte Verfahren nicht zum gewünschten Ziel führen. Die Asche steht somit dezentral für eine umweltverträgliche Verwertung zur Verfügung, was dem Grundprinzip der regionalen Energiegewinnung aus Biomasse entspricht. Eine Einführung eines umfassenden Qualitätsmanagementsystems ist notwendig, da nicht gewährleistet ist, dass nur naturbelassenes Holz in den Biomassefeuerungen verbrannt wird (Oberberger 1997).

6.1 Technische Aspekte des Ascheaustrags und der –aufbereitung

Dieses Kapitel befasst sich mit dem Austrag der Rostasche aus der Biomassefeuerung und der Vorbereitung für eine Ausbringung von unbehandelter Asche. Die Behandlung der Asche (Kompaktierung, Granulierung), sowie die Technik der Ausbringung werden in den nächsten Kapiteln beschrieben.

Die wesentlichen Bereiche bei der Ascheentnahme aus dem Heizwerk betreffen die Austragung, die Aufarbeitung und die Lagerung der Asche, sowie die Überführung der Asche in einen streufähigen Zustand. Ein mechanischer Ascheaustrag ist auch bei Biomasseheizwerken mit 1 – 2 MW Kesselleistung durchaus wirtschaftlich (Narodoslawsky und Oberberger 1993). Die mechanische Ascheaustragung muss staubdicht und bis 600° C temperaturbeständig ausgeführt werden, was bei Förderschnecken kein Problem darstellt. Von einer Benetzung der Aschen mit Wasser während der Förderung, um eine Staubentwicklung zu senken, ist abzuraten. Die Erfahrung zeigt, dass die befeuchtete Asche einen sehr grossen Verschleiss der Förderschnecke durch Reibung und Korrosion verursacht.

Die Asche wird nach dem Austrag in einem Pufferspeicher zur Auskühlung und zur weiteren Verarbeitung gelagert. Die Grösse des Pufferbehälters sollte so konzipiert sein, dass sie die Asche von mindestens 1.5 Tagen oder 36 Stunden bei Vollastbetrieb aufnehmen kann. Dieses Mindestvolumen leitet sich aus der Forderung ab, dass bei einem Ausfall der Ascheaufbereitung bei Nacht noch mindestens ein Tag zur Verfügung stehen muss, um Reparaturarbeiten durchzuführen. Eine Pufferkapazität von 1.5 Tagen ist als optimaler Mittelwert anzusehen, da sich grössere Speicherkapazitäten in höheren Investitionskosten niederschlagen. Im Mittel- und Schwachlastbetrieb vergrössert sich die Speicherkapazität entsprechend. Die Asche kann bei Einwurf in den Pufferbehälter periodisch mit Sprühvorrichtungen befeuchtet werden, um Staubentwicklungen beim Leeren des Pufferbehälters zu reduzieren.

Zur Aufbereitung der Asche braucht es Beförderungsmittel (Förderschnecken und – bänder, Schaufellader), Staubvermeidungsvorrichtungen (geschlossene Fördersysteme mit leichtem Unterdruck), sowie Sieb- und Zerkleinerungsvorrichtungen. Zur Absonderung von Metallteilen können Permanentmagnete eingesetzt werden.

Die Lagerung der Asche kann in Containern oder Aschelagerboxen erfolgen. Diese sollten die anfallende Asche von mehreren Wochen (3 – 4) aufnehmen können, damit dem Abnehmer grössere Flexibilität bei der Ausbringung geboten wird, er auf die Wetterbedingungen Rücksicht nehmen kann und selber kein Zwischenlager anlegen muss (Narodoslawsky and Oberberger 1993).

Die Aufbereitung der Asche kann noch über die Zerkleinerung und Siebung hinausgehen, denn unbehandelte Asche ist von Oxiden dominiert, weist einen höheren pH auf und ist sehr reaktiv.

Im Weiteren wird von Aschebehandlung gesprochen, wenn die Aufbereitung über die Zerkleinerung und Mahlung hinausgeht. Das Ziel der Behandlung ist die Festigung und Homogenisierung der Asche, sowie die Minimierung der feinen Fraktionen. Eine Ausbringung der Asche wird dadurch einfacher.

6.2 Technische Aspekte der Behandlung der Asche

Die Festigung der Asche erfolgt durch Aushärtung unter Wasserzugabe. Die Oxide in der Asche konvertieren durch die Reaktion mit H_2O zu Hydroxiden und reagieren mit dem Kohlendioxid der Luft allenfalls zu Carbonat weiter. Carbonat ist relativ schwer löslich, was die Auswaschung nach einer Ausbringung reduziert.

Momentan gibt es 3 Hauptmethoden für die Aschebehandlung:

1. Selbstaushärtung und Zerkleinerung
2. Verdichtung/Pelletierung
3. Granulierung

Alle drei Methoden werden als Erstes mit Wässerung der Asche gestartet. Die Wassermenge unterscheidet sich je nach Methode. Für die Befeuchtung werden häufig folgende Maschinen verwendet:

- Rotierender Zementmischer. Er ist billig, einfach verfügbar und für diesen Zweck modifizierbar.
- Schneckenförderer mit Schaufeln oder Flügeln bestückt, häufig auch für den Ascheaustrag aus dem Ofen eingesetzt.
- Mischgeräte mit Messer bestückt zur Vermeidung von Klumpenbildung.

Die Technik ist abhängig von der Aschequalität und der Vollständigkeit der Ofenanlage, resp. des Ascheaustrags (stationär oder mobile Aufbereitung).

Die Verdichtung und Granulierung der Asche ist kostenintensiver als die Selbstaushärtung, aber das Endprodukt ist einheitlicher. Ein einheitliches Endprodukt mit einem tiefen Feinanteil ist erwünscht und vereinfacht die Ausbringung, speziell mit dem Helikopter, weil die Düngungsgeräte für granuliert Produkte konzipiert wurden. Zudem wird mit zunehmender Grösse der Körnung die Reaktivität der Asche, sowie der pH und die Versalzung reduziert, was das Risiko einer Beschädigung der Fauna und Flora senkt.

Die Behandlung der Asche ist auf einem Platz vorzunehmen, wo das abfließende Wasser gesammelt und behandelt werden kann. Gedeckte Plätze für die Lagerung und Aufarbeitung bieten grosse Vorteile und fallen bezüglich der Ausbringungskosten nicht stark ins Gewicht.

6.2.1 Selbstaushärtung

Die Selbstaushärtung und Siebung der Asche ist in Schweden die meist verbreitete Technik. Sie ist billig und bedarf wenig zusätzlicher Geräte und Maschinen.

Vorgehensweise bei der Aushärtung:

- Befeuchtung der Asche in einem Mischer. Gut dafür geeignet sind grosse Zementmischer.
- Für die Befeuchtung der Partikeloberfläche wird eine Wassermenge von ungefähr 15% des Aschegewichtes bei Rostasche beigefügt.
- Das Mischen muss vorsichtig erfolgen und in den richtigen Anteilen, speziell bei den Tellermischern und Schneckenförderer, die sich in Aschesilos bei den Heizungsanlagen befinden.
- Die befeuchtete Asche wird auf einem befestigten Platz ausgebracht, wo sie aushärten kann. Dieser Aushärtungsprozess wird auch Karbonatisierung genannt.
- Die Qualität des Endprodukts kann verbessert werden, indem die Asche zur Aushärtung als Walm mit einer maximalen Höhe von 40cm gelagert und mehrmals von einer Forst-

- Die Lagerungsdauer hängt von vielen Faktoren wie Temperatur und Aschenqualität ab. Jedoch mit guter Asche und der richtigen Handhabung sollte die im Winter angefallene Asche bis im Spätfrühling oder Frühsommer vollständig gehärtet sein.
- Nach der Aushärtungszeit wird der gehärtete Walm aufgehackt. Wenn sich der Walm stark ausgehärtet hat, ist ein Bagger zum Aufbrechen des Walms in grobe Stücke ein geeignetes Mittel.
- Als nächstes wird die Asche durch Zerkleinerung streufähig gemacht. Die Zerkleinerung erfolgt mit einem Brecher oder mit einer Siebschaufel, die mit rotierenden Brechzylindern ausgestattet und am Schaufellader befestigt ist.
- Das zerkleinerte Produkt kann direkt in einen Container für den Abtransport geladen werden.
- Enthält die zerkleinerte Asche eine grosse Menge an Feinanteilen, sollte die Asche vor der Ausbringung gesiebt werden. Es sollte nicht mehr als 30% der Asche durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 2.5 mm gelangen.
- Die behandelte Asche sollte zum Schutz vor Wiederbefeuchtung abgedeckt werden. Zur Vermeidung von Staubemissionen bei der Ausbringung kann vor dem Beladen des Streuers die Asche bewässert werden. Asche mit einem Wassergehalt von über 5% bindet normalerweise den Staub (Emilsson 2006).



*Abb. 8:
Schaufellader beim Zerkleinern von gehärteter Asche.
Die Schaufel ist mit Brechzylindern ausgestattet
(Emilsson 2006).*

6.2.2 Verdichtung/Pelletierung

Die Verdichtung der Asche entspricht aus technischer Sicht der Pelletierung von Sägemehl zu Holzpellets. Die befeuchtete und homogenisierte Asche wird durch eine Matrize gepresst, wo sie anschliessend als zylinderischer Endlosstrang austritt. Die Abschermesser kappen den Strang in die gewünschte Länge. Unter Zugabe von Zement vor dem Pressvorgang können extra harte Pellets produziert werden. Asche mit tiefer Selbstaushärtungskapazität benötigen ein Additiv. Die „Aschepellets“ sollten während rund eines Monats aushärten. Nach dem Aushärten können die Pellets sehr gut und ohne nennenswerte Abriebsverluste gehandhabt werden. Leaching Tests belegten sehr gute Auswaschungseigenschaften. Ein wesentlicher Grund dafür dürfte die optimale Bedingung für die Aushärtung sein, weil die Verdichtung den Kontakt zwischen Asche und Wasser erhöht. Gründlich ausgehärtete Aschepellets können vermutlich auch während der Holzernte ausgebracht werden ohne dabei die Bodenvegetation zu gefährden. Das Risiko auf erhöhte Nitrifikation oder Nitrat-Auswaschung ist vernachlässigbar bei diesem Produkt (Emilsson 2006).

6.2.3 Granulierung

Zur Herstellung von Asche-Granulat muss die befeuchtete Asche in einer Trommel oder auf einer Platte zu Kugeln geformt und sofort mit heisser Luft getrocknet werden, damit sie nicht zusammen kleben. Dieses Herstellungsverfahren ist deutlich teurer als die Selbstaushärtung.

Grosse Kosten verursacht die technische Trocknung. Es gibt jedoch Produktionsmethoden, die eine Selbstaushärtung des Granulats zulassen. In Finnland wird die Asche in grossem Stil granuliert. In Schweden wurde diese Methode nur für wissenschaftliche Projekte angewendet. Diese Technik bringt sehr harte Partikel hervor, die eine kleine Auswaschungsrate aufweisen. Mit Zugabe von Bindemittel kann das Granulat noch stabiler gemacht werden. Es besteht auch die Möglichkeit, dass die Oberfläche des Granulats mit Lignin bedeckt wird, was die Auswaschungsrate zusätzlich senkt (Emilsson 2006).



Abb. 9:
Granulierte Asche (Emilsson 2006)

6.2.4 Analyse nach der Aschebehandlung

Die Partikelgrösse der behandelten Asche wird normalerweise bei nasser oder trockener Asche mittels standardisiertem Sieben ermittelt. Dadurch kann die Asche nach unterschiedlicher Partikelgrösse fraktioniert werden. Es sind die feinen, staubähnlichen Fraktionen der Asche, die hauptsächlich Schäden an Moos (Sphagnum) und Flechten verursachen. Die groben Fraktionen haben normalerweise längere Auflösungszeiten. Idealerweise sollte sich stabilisierte Asche im Feld über einen Zeitraum von 20 – 25 Jahren auflösen. Ein langsames Auflösung der Asche wird gefordert, wenn die Asche während des Holzschlages ausgebracht wird. Nach einer Durchforstung kann auch schneller lösliche Asche ausgebracht werden.

Für die Qualitätssicherung der Asche sollten Standards zur Beschreibung der Asche definiert werden. Die Beschreibung der Asche sollte Auskunft geben über: Art des Energieholzes, Herkunft der Asche, Nährstoff- und Metallgehalt, Resultat des Stabilitätstests, Grössenverteilung der Partikel und Wassergehalt. Zudem sollte das Labor und die verantwortliche Person spezifiziert sein (Emilsson 2006).

Um die Reaktivität und die Löslichkeit der Asche zu senken kann sie vor der Ausbringung gefestigt werden, was mittels Selbstaushärtung, Verdichtung oder Granulierung möglich ist. Bei allen drei Verfahren muss Wasser beigefügt werden um den Karbonatisierungsprozess zu starten. Für die Selbstaushärtung werden ein befestigter und gedeckter Platz mit Wassersammlung, ein Schaufellader sowie eine Brech- und Siebeinheit benötigt. Zur Verdichtung und Granulierung braucht es zusätzliche Maschinen und Infrastruktur. Die Selbstaushärtung ist in Schweden die am meisten verbreitete und billigste Methode.

6.3 Technische Aspekte der Ausbringung

Die Ausbringung kann bodengebunden oder luftgestützt erfolgen.

Bodengebundene Ausbringungsverfahren

Pendel-, Kreisel- oder Schleuderstreuer werden häufig in der Landwirtschaft eingesetzt. Die Trägergeräte können Traktoren, wie auch umgebaute Forwarder sein. Die Beladungsmenge ist auf umgebauten Forwardern deutlich höher. Die Beladung erfolgt mit Frontlader oder im Direktumschlag von Container oder Silofahrzeugen. Für diese Ausbringungsart muss der Wald gut erschlossen sein. Je nach Eigengewicht der Maschinen und Zulademenge muss mit hohem Bodendruck gerechnet werden. Da bei diesem Verfahren eine intensive Befahrung der Bestände erfolgt, ist die Gefahr von Wurzelschäden hoch (Asche 2009). Die Geräte eignen sich sowohl für unbehandelte, als auch für behandelte Asche (karbonatisierte, pelletierte oder granuliert Asche). Eine gleichmässige Ausbringung ist abhängig von Bestandes- und Geländeeigen-

schaften. Auf einer Streubreite von etwa 20 Meter kann die behandelte Asche einigermaßen gleichmässig ausgebracht werden.

Vor allem bei der Ausbringung von befeuchteter Asche fällt ein grosser Teil der Asche auf die Rückegasse. Granulierte Asche weist ähnliche Streueigenschaften wie Kunstdünger auf, aber auch hier fällt anteilmässig mehr Abfalldünger auf die Rückegasse (Abb. 10). Mit dem Helikopter erfolgt eine Ausbringung gleichmässiger und die Rückegasse bekommt nicht die grösste Menge. Grundsätzlich ist das Verfahren nur für kleinparzelierte Waldflächen geeignet. Bei grossen Ausbringungsmengen sollten andere Geräte zum Einsatz kommen (Asche 2009).

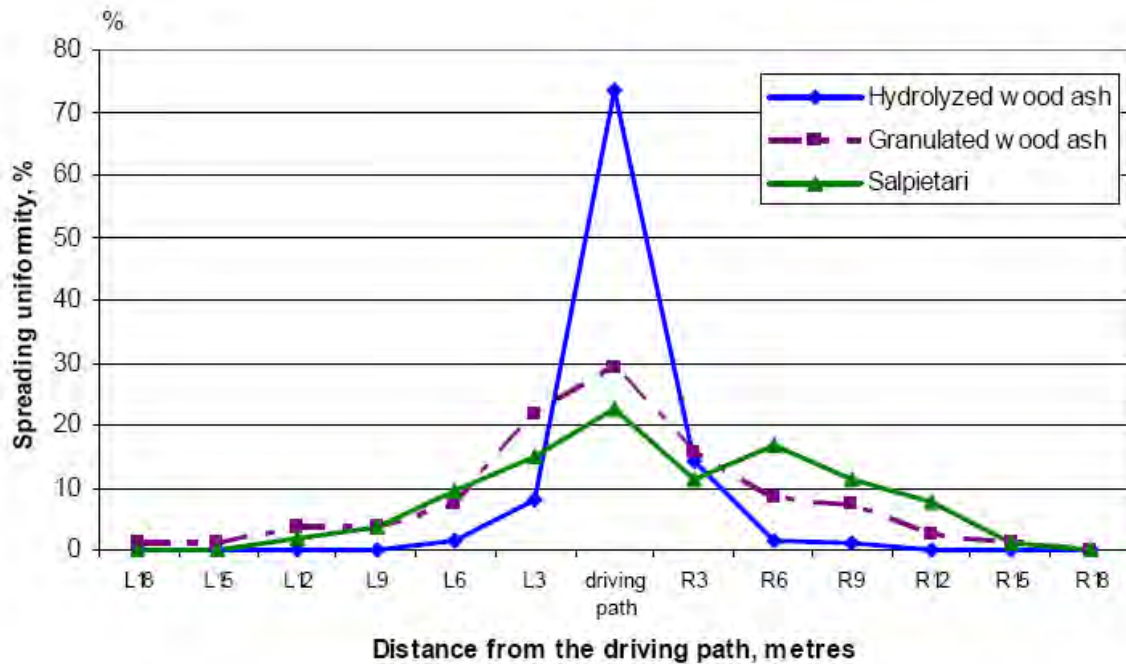


Abb. 10: Die Gleichmässigkeit der Ausbringung mittels Kreiselstreuer bei angefeuchteter Asche, granulierter Asche und Kunstdünger (Väättäinen 2007)

Mit Verblasegeräten können sowohl trockenes, wie auch erdfeuchtes Material ausgebracht werden. Dabei gestaltet sich der Umschlag mit erdfeuchter oder behandelter Asche wegen der Staubentwicklung einfacher. Mit neuen Geräten ist die Verteilung im Bestand auch bei zum Teil ungleichem Korngrössenspektrum relativ gleichmässig, sofern die Bestände unterholzarm sind. In Dickungen und reich gegliederten Beständen ist dieses Verfahren nicht geeignet. Trotz der grösseren Ausbringungsbreite bis zu 60 m ist bei diesem Verfahren ein dichtes Rückegasse-Netz nötig, um eine gleichmässige Verteilung zu erreichen. Die Flächen müssen dazu „gegenseitig“ oder „streifenweise“ behandelt werden. Asche mit hoher Kornfestigkeit, die von leistungsstarken Geräten mit hoher Wurfenergie ausgebracht werden, können Schäden an der Spiegelrinde junger Bäume, insbesondere im Nahbereich des Verblasegerätes verursachen. Die Anwendung dieser Verfahrenstechnik in der Vegetationszeit ist wegen möglicher Beeinträchtigungen der Vegetation nicht zulässig (Asche 2009).

Luftgestützte Ausbringungsverfahren

Für die Ausbringung können verschiedenste Helikoptertypen eingesetzt werden. Je nach Grösse der zu behandelnden Fläche können ein zentraler oder mehrere dezentrale Umschlagplätze eingerichtet werden. (Asche 2009). Wichtig ist, dass die Distanzen kurz gehalten werden und für den Helikopter keine Wartezeiten entstehen. Für eine reibungslose Ausbringung braucht es deshalb mindestens 2 Streucontainer (Emilsson 2006). Der Einsatz von grösseren Helikoptern erhöht die Ausbringungseffizienz beträchtlich, die Kosten aber auch, so dass die Ausbringungskosten pro Tonne etwa auf gleichem Niveau bleiben. Der Einsatz kann bezüglich der Kosten und gleichmässigen Verteilung optimiert werden, indem moderne GIS-Systeme verwendet werden. Der Helikopter fliegt dabei, geführt von einem GPS-Gerät, die vorgängig definierten

Routen ab. Ohne GIS-Systeme müssen die Aussengrenzen des zu behandelnden Gebietes gut sichtbar signalisiert werden (Markierungen am Boden, Ballone).



Abb. 11: Helikopter beim Wechseln des Streucontainers und Bobcat-Lader für die Beladung der Container (Emilsson 2006).

Das Material wird über den Beständen aus dem Streucontainer in ca. 30 m breiten Streifen gleichmässig ausgebracht und gelangt direkt bzw. mit den folgenden Niederschlägen auf den Waldboden. Die Ausbringung erfolgt sehr waldschonend, da eine Befahrung der Flächen unterbleibt. Besondere Anforderungen (Standorte, Artenschutz) können leicht berücksichtigt werden. Die Ausbringung kann zu jeder Jahreszeit und in jedem Stadium der Bestandesentwicklung erfolgen. Die Asche muss entweder befeuchtet oder behandelt sein, da die Staubentwicklung klein gehalten werden muss. Aschestaub kann die Helikopterturbine beschädigen, da die Asche viele Oxide enthält. Besonders geeignet ist dieses Verfahren in wenig erschlossenen Lagen. Da dieses Verfahren zudem preisgünstig angewendet werden kann, wird die Kalkung der Bestände in Nordrhein-Westfalen zu 95% mit diesem Verfahren ausgeführt (Asche 2009). In der Schweiz ist eine Ausbringung von Düngern aus der Luft eine bewilligungspflichtige Anwendung. Die zuständige Behörde ist das Bundesamt für Zivilluftfahrt im Einvernehmen mit dem Bundesamt für Gesundheit, dem Bundesamt für Landwirtschaft und dem Bundesamt für Umwelt (SR 814.81).

Bodengestützte Ausbringungsverfahren benötigen gut erschlossene Wälder. Je nach Beladungsmenge muss mit hohem Bodendruck gerechnet werden. Kreiselstreuer können die Asche auf einer Breite von 20 m einigermaßen gleichmässig verteilen, während mit dem Schleuderstreuer eine Streubreite bis zu 60 m erreicht werden kann. In Dickungen und reich gegliederten Beständen ist die bodengestützte Ausbringung nicht geeignet. Bei der luftgestützten Ausbringung kann die Asche auf einer Streubreite von 30 m gleichmässig über dem Wald verteilt werden. Mit Einsatz moderner GIS-Systeme kann die Ausbringung optimiert werden. Die Ausbringung kann zu jeder Jahreszeit und bei jeder Entwicklungsstufe erfolgen. Eine Ausbringung von Dünger aus der Luft ist bewilligungspflichtig.

6.4 Kosten für die Behandlung und Ausbringung von Rostasche

Die Kosten für die Rückführung von aufbereiteter, resp. behandelter Asche stammt von drei deutschen und je einer finnischen und schwedischen Quelle. Zum Teil sind die einzelnen Prozessschritte mit Kosten versehen, jedoch nicht bei allen Quellen. Bei Pauschalkosten sind sowohl die Rohstoff- und Aufbereitungskosten, als auch die Transport- und Ausbringungskosten enthalten. Da die Informationen aus dem EU-Raum stammen und die Kosten bis auf eine Quelle (in USD) in Euro angegeben sind, werden sie mit einem Umrechnungsfaktor von 1.55 in Schweizer Franken umgerechnet. Der Umrechnungsfaktor von USD zu Fr. wird auf 1.1 gesetzt.

Den Kosten für die Behandlung der Asche in Deutschland, Freiburg, liegt eine Mahlung, Siebung, Mischung, Befeuchtung und der Transport zu Grunde, aber keine weitere Behandlung

wie Selbstaushärtung oder Verdichtung. Laut Wilpert (2009) wird die Asche nur gemischt mit Kalk mit einem Anteil von maximal 30% ausgebracht. Bei der Mischung mit Kalk wird eine Behandlung der Asche unnötig, weil sich dadurch die Löslichkeit und der pH-Wert dem des Kalles angleichen, d.h. sich senken, was das Verätzungsrisiko der Blätter verringert. Obwohl die Ausbringung mit dem Gebläse etwas günstiger ist, wird in Freiburg auf den Helikopter gesetzt, da die Mischung gleichmässiger verteilt und bei jeder Jahreszeit und in jedem Stadium der Bestandesentwicklung ausgebracht werden kann. Grundsätzlich überwiegen die Vorteile der Helikopterausbringung. Aus technischen und ökologischen Gründen ist bei einer reinen Ascherückführung die Asche zu karbonatisieren. Damit wird die Löslichkeit und der pH gesenkt.

Tab. 14: Kosten für die Behandlung und Ausbringung von Rostasche im Wald.

	Land:	Deutshl. Freib.	Deutshl. NRW	Deutshl. Münch.	Schweden	Finnland
	Quelle:	v. Wilpert 2009	Asche 2009	Ettl et Göttlein 2007	Emilsson 2006	Väättäinen et al. 2003
Ausbringungsmenge:		4 t/ha	3 t/ha	-	4 t/ha	3 t/ha
Kostenfaktoren (Fr/ha)		Gebläse Helikopter	Gebläse Helikopter	Kreiselstreuer Helikopter	Kreiselstreuer	Kreiselstreuer Helikopter
1. Investitionskosten						
Umbau besteh. Lagerhalle ohne Förderband						5.0
Neubau Lagerhalle mit Förderband						18.5
2. Material						
Rostasche		-		-	-	-
3. Behandlung der Asche						
Kurztransport auf Gelände						3.3
Selbstaushärtung					60 - 97	
Verdichtung/Pelletierung					77 - 113	
Granulierung					50 - 74	125.5
Beladung des LKW						1.3
Tranport lang (50 - 60 km)					31 - 68	13.5
Total 3:		248			81 - 181	140.3
4. Ausbringung						
Ausbringung mit Kreiselstreuer (0.5km)					87 - 136	25.7
Ausbringung mit Gebläse		108				
Ausbringung mit Helikopter (0.8 km)		217				159.7
Total 1 - 4 (Fr/ha)		356 465	232 325		168 - 317	185 319
Total 1 - 4 (Fr/t)		89 116	77 108	62 54	42 - 79	62 106

Nordrhein-Westfalen besitzt grosse Erfahrung mit der Waldkalkung. Die in der Tabelle 14 aufgeführten Kosten beziehen sich auf die Ausbringung von Asche aus Braunkohle oder Kalkgranulat und sind Mittelwerte. Die vorgelagerten Prozessschritte sind in den Kosten enthalten.

Nach Ettl and Göttlein (2007) decken die aufgeführten Kosten die gesamten Ausbringungskosten ab, wobei eine Behandlung des Materials nicht berücksichtigt ist. Die Kosten sind von einem Wirtschaftspartner kalkuliert worden.

Schweden liefert keine Kosten für Helikopterausbringung und die Kosten für die Behandlung und Forwarderausbringung streuen stark. Emilsson (2006) weist mehrmals neben der stationären Behandlung von Asche auch auf eine mobile hin, die um einiges günstiger sein kann. Obwohl die Selbstaushärtung als die günstigste und häufigste Behandlungsvariante und die Granulierung als eine teure beschrieben wird, zeigen die aufgeführten Behandlungskosten in Tabelle 14 nicht dieses Bild. Möglicherweise handelt es sich um die Kosten eines mobilen Granulierungsversuchs in Schweden. Bezüglich der Helikopterausbringung werden viele Vorteile, wie bestandesschonend, hohe Tagesleistung, ganzjähriger Einsatz, aufgeführt, aber die Kosten werden als zu hoch deklariert. Die Konkurrenzfähigkeit des Helikopters gegenüber dem Forwarder wird bei grossflächiger Ausbringung und kurzen Flugdistanzen (mehrere Umschlagplätze) deutlich verbessert.

Die Kostenaufstellung aus Finnland beinhaltet den kompletten Ascheweg vom Biomassekraftwerk bis zur Ausbringung im Wald. Es sind auch Kosten für zwei Infrastrukturvarianten ausge-

wiesen, zumal granuliert Asche trocken gelagert werden muss. Beim Neubau mit Fördereinheit kann auf den Kurztransport der Asche vom Biomassekraftwerk zur Lagerhalle verzichtet werden. Gegenüber Emilsson (2006) sind die Granulierungskosten sehr hoch, was möglicherweise an der stationären Granulierung liegt. Wie auch in Schweden sind in Finnland die Streuer häufig auf Forwarder aufgebaut. Die Leistung der Forwarder ist aufgrund der höheren Ladekapazität gegenüber den Traktoren mit angebauten Streuer deutlich grösser, deswegen aber bezüglich des Bodendrucks nicht schlechter. Für eine Befahrung sollte der Boden fest genug, oder allenfalls gefroren sein und zu einem Zeitpunkt erfolgen, wo eine gute Ausbringungsverteilung nicht behindert wird (Jungwuchs usw.). Weil die Helikopterausbringung teurer ist, sollte der Helikopter nur dort zum Einsatz kommen, wo eine Forwarderausbringung aus technischen oder ökologischen Gründen nicht geeignet ist (Väätäinen et al. 2003).

Für den Bezug der Rostasche vom Heizwerk wurden keine Kosten berechnet. Bereitet der Heizwerkbetreiber die Asche beim Werk auf (Sieben, Befeuchten), könnten allenfalls die Betriebskosten für die Aufbereitung vom Bezüger übernommen werden. Nach Narodoslowsky and Obernberger (1993) belaufen sich die Betriebskosten einer Ascheaufbereitungsanlage (ohne Verdichtung oder Granulierung) für ein Biomasseheizwerk bis 2 MW auf rund 15 – 20 Fr/m³.

Da keine schweizerischen Behandlungskosten von Holzasche vorliegen und sich aus technischer Sicht die Herstellung von Holzpellets und Aschepellets (Verdichtung) nicht unterscheiden, sind in der Tabelle 15 die Kosten für die Herstellung von Holzpellets aufgeführt. Dabei sind die Kosten für den Rohstoff (Sägemehl) und den Prozessschritt Trocknung weglassen worden, weil zum einen der Heizwerkbetreiber bis anhin für die Entsorgung der Asche bezahlt hat und zum anderen die Asche schon den für die Pelletierung erforderlichen Wassergehalt aufweist. Die Rohstoff- und Trocknungskosten würden sich auf 34% bzw. 30 % der Pelletproduktionskosten belaufen. Für die Zerkleinerung des Rohstoffes werden in der Regel Hammermühlen eingesetzt. Alternativ dazu könnte das Rohmaterial vor der Pelletierung gesiebt und nur der Siebüberlauf über eine kleiner dimensionierte Hammermühle gefahren werden. In den Kosten für die Pelletierung selbst sind auch die Kosten für die Konditionierung mit Dampf, sowie die Kosten für Presshilfsmittel miteingeschlossen (Thek und Obernberger 2001).

Tab. 15: Produktionskosten der einzelnen Schritte der Pelletproduktion (Thek und Obernberger 2001)

Prozessschritte	allg. Investitionen	Zerkleinerung	Pelletierung	Kühlung	Lagerung	Peripherie	Personal
Produktionskosten Mittelwert [Fr/t _{Pellets}]	3.7	4.0	13.2	0.5	4.5	5.3	18.1
Total Fr/t _{Pellets}	49.3						

In Schweden scheinen die Pelletierungskosten von Asche mit 20 - 28 Fr/t nur halb so hoch zu sein, wie die Kosten für die Herstellung von Holzpellets in Österreich. Die Produktionskosten können variieren.

6.5 Entsorgungs- und Rückführungskosten von Holzaschen im Vergleich

Die Ausbringung von pelletierter Rostasche mit dem Forwarder kostet unter schwedischen Verhältnissen im Durchschnitt 65.5 Fr/t, von granulierter Rostasche unter finnischen Verhältnissen 62 Fr/t und 106 Fr/t mit dem Helikopter (Tab. 14). Würden dem Pelletierungsprozess die österreichischen Kostenverhältnisse unterstellt, so lägen die kompletten Ausbringungskosten rund 25 Fr/t höher.

Die schweizerischen Vorschriften erlauben noch bis Ende 2009 nur eine Entsorgung der Holzasche auf einer Reaktordeponie. Die Deponierungskosten belaufen sich auf rund 130 - 180 Fr/t ohne Ascheaufbereitungskosten beim Heizwerk und Transportkosten zur Deponie (Meienberg 2006). Nach Obernberger (1997) fallen bei der Verbrennung von Waldhackschnitzeln 60% – 90% (Ø 75%) Rostasche, 10% - 30% (Ø 20%) Zyklonflugasche und 2% - 10% (Ø 5%) Feinstflugasche an. Zyklonflugasche und Feinstflugasche enthalten zu viele Verunreinigungen, als

dass sie für eine Weiterverwendung im Wald oder einer Deponierung auf einer Inertstoffdeponie in Frage kommen. Bei einem Grossteil der Rostasche aus naturbelassenem Holz liegen die Totalgehalte der Schwermetalle unter den Grenzwerten der TVA. Die Anforderungen an die Löslichkeit und den pH (48h-Eluat) werden aber oft nicht eingehalten (SR814.600; Vock 2003). Mit der Behandlung der Rostasche (Aushärtung, Pelletierung, Granulierung) kann die Löslichkeit und der pH massiv gesenkt werden. Die Kosten für die Lagerung von behandelter Rostasche auf einer Inertstoffdeponie sind ebenfalls in Tab. 16 aufgeführt. Die Lagerungskosten auf einer Inertstoffdeponie liegen bei rund 35 Fr/t. Dazu kommen noch die Aufbereitungs- und Transportkosten (Meienberg 2006). Ab dem 1.1.2010 sieht die TVA für Rostaschen (=Bettaschen) aus Sägereien und der Waldwirtschaft eine Entsorgung auf Inertstoffdeponien vor, sofern die Aschen aus naturbelassenem Holz stammen.

Eine Rückführung der Rostasche in den Wald ist bis jetzt nicht erlaubt, da ein Ausbringungsverbot für umweltgefährdende Stoffe besteht (SR 921.0) und die Rostasche die Anforderungen der ChemRRV häufig nicht erfüllt (SR 814.81). Die Löslichkeit und der hohe pH stellen auch hier eine Gefährdung für die Umwelt dar. Unter der Annahme, dass die Grenzwerte für die Schwermetalle in der Rostasche nach ChemRRV eingehalten und der pH sowie die Löslichkeit durch Behandlung der Rostasche massiv reduziert werden, kann eine Ausbringung im Wald durchaus sinnvoll sein. Deshalb werden die Rückführungskosten für Rostasche in den Wald mit den Ausbringungsvarianten Forwarder und Helikopter berechnet und mit den beiden anderen Entsorgungswegen verglichen (Tab. 16). Die Zyklon- und Feinstflugasche sind auf einer Reaktordeponie zu entsorgen.

Tab. 16: Entsorgungs-/Rückführungswege und -kosten von Asche aus naturbelassenem Holz. Die Holzasche aus naturbelassenem Holz setzt sich im Mittel zusammen aus 75% Rostasche (Bettasche) und 25% Filterasche (Zyklon- und Feinstflugasche)

Aschetyp	Entsorgungs-/Rückführungsweg	Kosten (Fr/t) ²	In % von Energieholzkosten ³
Rost- und Flugasche	Reaktordeponie	130 - 180	1.5
Rostasche ¹	Inertstoffdeponie (Asche pelletiert)	84	0.8
Rostasche	Wald mit Forwarder (Asche pelletiert)	90	0.8
Rostasche	Wald mit Helikopter (Asche pelletiert)	130	1.2

¹) aus Sägereiestholz

²) Ausbringungskosten gemäss Tab. 14 plus 25 Fr/t für die Pelletierung (Differenz der Pelletierungskosten Schweden zu Österreich).

³) $1 \text{ m}^3 = 2.5 \text{ Sm}^3$; mittlere Holzdichte: 0.6 t/m^3 ; mittlerer Aschegehalt: 1.7 Gew. % des Brennstoffes (Noger et al 1996). Kosten für ein Sm^3 franko Silo: 45 Fr. (WVSG 2008).

Die reinen Deponierungskosten der Filterasche auf einer Reaktordeponie belaufen sich auf 130 - 180 Fr/t, wobei die regionalen Unterschiede hoch sind. Die Aufbereitungskosten beim Heizwerk und die Transportkosten sind nicht inbegriffen und belaufen sich schätzungsweise auf 30 Fr/t. Die Lagerung von Rostasche auf einer Inertstoffdeponie ist trotz der Behandlungskosten von rund 50 Fr/t nur etwa halb so hoch (ohne Transportkosten). Die Ausbringung von behandelter Rostasche im Wald mit dem Forwarder liegt mit 90 Fr/t auf ähnlichem Niveau wie die Deponierung auf einer Inertstoffdeponie. Möglicherweise ist die Rückführung in den Wald etwas günstiger, da hier die Transportkosten enthalten sind. Die Kosten für die Helikopterausbringung sind hoch, aber gegenüber der Reaktordeponie immer noch deutlich tiefer und gegenüber der Forwarderausbringung bestandes- und bodenschonender. Für die Erzeugung von einer Tonne Asche werden rund 245 Schüttraummeter (Sm^3) Holzschnitzel benötigt, die franko Silo rund 11'025 Fr. Kosten. Die Entsorgungskosten der Asche auf der Reaktordeponie belaufen sich auf etwa 1.5% der Energieholzkosten, während die alternativen Entsorgungs-/Rückführungswege 0.3 % bis 0.7 % tiefer liegen. Der Vergleich der Entsorgungs- und Rückführungswege zeigt, dass ein Heizwerkbetreiber aus finanzieller Sicht nicht dringend alternative Wege suchen muss. Hier ist allerdings anzufügen, dass für eine Asche-Rückführung in den Wald keine finanziellen

Argumente im Vordergrund stehen dürfen. Vielmehr gilt es hier darum, die Bodenfruchtbarkeit langfristig zu sichern und einer atmoden bedingten Versauerung entgegenzuwirken.

Die Kosten für die Selbstaushärtung sind mit 15 – 25 Fr/t am tiefsten. Die Kosten für die Pelletierung der Asche belaufen sich in Schweden auf 20 - 28 Fr/t, während die Pelletierung von Sägemehl in Österreich ohne Trocknung und Rohstoffkosten 49 Fr/t kostet. Die stationäre Granulierung der Asche in Finnland kostet gegen 40 Fr/t. Die Ausbringung mit Kreiselstreuer kostet 9 - 34 Fr/t, mit dem Gebläse etwa 27 Fr/t und mit dem Helikopter ca. 54 Fr/t. Der momentan zulässige Entsorgungsweg für Holzasche in der Schweiz ist die Reaktordeponie; die alternativen Wege erfüllen die Anforderungen mindestens teilweise nicht. Im Hinblick auf das Thema der Studie und dieses Kapitels ist es dennoch angemessen die Kosten für die alternativen Entsorgungs- und Rückführungswege zu berechnen. Es zeigt sich, dass die alternativen Wege für Rostasche Kosten in der Höhe von 80 - 130 Fr/t verursachen und damit etwa 20 - 100 Fr/t tiefer liegen als die Entsorgung auf einer Reaktordeponie. Die Helikopterausbringung ist etwas teurer als die bodengestützte Variante, dafür aber bestandes- und bodenschonender. Die Entsorgungs- oder Rückführungskosten fallen für den Heizwerkbetreiber mit einem Anteil von 0.8 - 1.5 % an den Brennstoffkosten (Waldenergieholz) nicht stark ins Gewicht. Trotzdem kann es sich lohnen alternative Entsorgungswege vertieft zu prüfen und in Zukunft unter Umständen in Betracht zu ziehen.

7 Kenntnislücken und offene Fragen

Die Arbeit an dieser Studie hat eine Reihe von Daten- und Kenntnislücken offenbart, die selbst für uns zu Beginn nicht immer offensichtlich waren und bei der Zusammenstellung des Berichts zu einem erheblichen Mehraufwand geführt haben. Sie zu füllen, war nicht immer möglich und so mussten viele, manchmal selbst einfache Fragestellungen unbeantwortet bleiben. Im Folgenden soll auf einige besonders schmerzliche Lücken hingewiesen werden, die es so rasch wie möglich zu schliessen gilt:

- Es gibt relativ wenige Daten zur chemischen Zusammensetzung von Holzaschen. Diesbezüglich wäre es im Hinblick auf eine Rückführung von Holzaschen in den Wald wichtig, die Holzaschezusammensetzung (bei vergleichbaren Verbrennungsbedingungen) in Abhängigkeit von Standort, Baumartenzusammensetzung, Baumkompartimenten und unterschiedlicher Umweltbelastung (z.B. vorbelastete Flurgehölze im Vergleich zu Holz aus „Reinluftbeständen“) zu untersuchen. Besonders im Zusammenhang mit Schwermetallgehalten taucht immer wieder die Frage auf, welche Anteile depositionsbedingt und welche bodenbürtig sind. Auf beide Fragen lässt sich bislang keine befriedigende Antwort geben.
- Weiter fehlen flächendeckend wichtige Grundlagen für die Bilanzierung von Nährstoffvorräten und –umsätzen eines Standorts. Dazu gehören auch die Nährstoffexporte durch die verschiedenen Praktiken bei der Holzernte. Die Grundlagen für zuverlässige Schätzungen der Verwitterungsraten unterschiedlicher Gesteine und Böden sind lückenhaft, ebenso wie Daten zum Leaching von Nährstoffen aus Böden.
- In der Schweiz spielte die Nährstofffrage bei der Waldbewirtschaftung eine eher untergeordnete Rolle, solange die Baumartenwahl nicht übermässig eingeschränkt wurde. Die meisten Forstleute gehen davon aus, dass mit der nachhaltigen Waldbewirtschaftung kein Nährstoffungleichgewicht entsteht und lehnen daher die Walddüngung zur nachhaltigen Sicherung der Produktivität im Schweizer Wald bis heute vehement ab. Die Düngung ist gesetzlich verboten, was auch die Forschung auf diesem Gebiet erheblich zurückgebunden, wenn nicht gar verhindert hat. Mehr und mehr wird jedoch realisiert, dass die Nährstoffversorgung unserer Wälder einen grossen Einfluss auf die Holzproduktion hat und damit ein Schlüsselfaktor für die nachhaltige Waldbewirtschaftung darstellt. Bei intensivierter Holzernte kann es allerdings auf vielen Standorten zu ernsthaften Engpässen bei der Nährstoffversorgung kommen.

- Bezüglich der Beurteilung der Nährstoffversorgung der Schweizer Wälder gibt es drei - unterschiedliche Bewertungssysteme, die nur bedingt miteinander in Beziehung stehen. Es sind dies:
 - Die Pflanzengesellschaften, deren Grundlage die Vegetationskartierungen sind und die eine wichtige Grundlage für die praktische Waldwirtschaft darstellen.
 - Die Bodentypen, die unterschiedliche bodenbildende Prozesse reflektieren und qualitative Rückschlüsse auf die Nährstoffversorgung zulassen.
 - Chemische Bodenanalysen

Die Boden-Datenbank der WSL mit 1300 Waldbodenprofilen sollte ausgebaut werden. Diese Datenbank könnte gezielt mit Wachstumsparametern und Nährstoffgehalten in der Biomasse ergänzt werden, um die notwendigen Datengrundlagen für Nachhaltigkeitsberechnungen zu erhalten.

8 Synopsis

Im vorliegenden Bericht lag das Hauptaugenmerk auf den Rost- oder Feuerraumaschen von naturbelassenem Holz. Diese Asche ist im Gegensatz zur Flug- oder Filterasche mit erheblich weniger Schwermetallen belastet und weist auch insgesamt weniger Schadstoffe auf als Aschen von Altholz oder andersweitig behandeltem Holz. Nichtsdestotrotz weisen auch diese Rostaschen eine erhebliche Variation bezüglich ihrer Inhaltsstoffe auf. Diese Variation ist zurückzuführen auf:

- Anteil Holz verschiedener Baumarten im Brenngut
- Anteil Holz unterschiedlicher Baumkompartimente im Brenngut
- Verbrennungstemperatur
- Sauerstoffzufuhr während des Brennprozesses
- Präsenz bzw. Absenz von oxidbildenden Elementen

Wenn Rostaschen in den Wald zurückgeführt werden sollen, dann nur solche, die aus Feuerungen stammen, welche eine Leistung haben, die grösser als 70 kW ist. Bei automatischen Feuerungen ist das Brenngut von homogenerer Qualität, der Verbrennungsprozess läuft geregelter ab und es fallen grössere Mengen Holzasche an. Aufgrund der unterschiedlichen Einflüsse sind die Konzentrationen von chemischen Elementen und Schadstoffen in der Holzasche sehr variabel und im Einzelfall schwer vorhersagbar, insbesondere was die Schwermetalle betrifft (Kap. 1.1-1.2).

Die Mineralogie der Holzaschen ist sehr komplex und variabel. Oxide, Hydroxide und Karbonate der Alkali- und Erdalkalimetalle sind die Hauptbestandteile der Holzaschen. Während der Verbrennung von Holz wird die organische Substanz oxidiert und die Alkali- und Erdalkalimetalle ebenfalls in ihre Oxide überführt, welche nach der Abkühlung der Holzasche langsam hydratisieren und karbonatisieren. Deshalb haben frische, lose Holzaschen einen grösseren Gehalt an Oxiden, ältere dagegen sind eher verfestigt und weisen wie jene, die weiter aufgearbeitet wurden, grössere Gehalte an Hydroxiden und Karbonaten auf. Die Löslichkeit der einzelnen Bestandteile hängt stark von ihrer chemischen Form ab. So sind Oxide und Hydroxide besser und vor allem schneller löslich als Karbonate, die eine viel geringere Basizität und Aggressivität aufweisen (Kap. 1.3-1.4).

Die Form, in welcher die Holzasche ausgebracht wird, hat einen grossen Einfluss auf Art und Heftigkeit der Reaktionen im Boden. Man unterscheidet drei Formen von Holzaschen:

- lose, pulverförmige Holzasche

- karbonatisierte und anschliessend gebrochene Holzasche
- granuliert bzw. pelletierte Holzasche

Die erste Form ist die mit Abstand aggressivste, während die beiden anderen eine viel geringere Löslichkeit und Reaktionsfähigkeit aufweisen. Aus diesem Grunde sind sie der ersten Form vorzuziehen.

Die Auswirkungen einer Holzasche-Ausbringung im Wald sind ausführlich in Kap. 2 (Boden) und 3 (biologische Effekte) beschrieben, während die Toxikologie einzelner Aschebestandteile in Kap. 4 dargelegt wird. Eine Gemeinsamkeit dieser Auswirkungen besteht darin, dass sie sich am stärksten auf sauren Standorten manifestieren.

Unter den abiotischen Effekten sind zu nennen (Kap. 2):

- die Veränderung des Säurezustands des Bodens
 - der pH-Wert wird erhöht, höhere Konzentration an Ca und Mg, geringere Konzentration an Al, mehr DOC und DON
 - Kationenaustauschkapazität und Basensättigung nehmen zu
 - Mineralisierung wird angeregt, deshalb oft hohe Nitratkonzentrationen in Bodenlösung und oft Auswaschung
- Makroelemente: Da Holzasche generell wenig Stickstoff (N) und Kohlenstoff (C) enthält, hat ihre Ausbringung eine relative Verknappung von N zur Folge. Zusätzlich sind die potentiellen Auswaschungsverluste durch erhöhte Nitrifikation zu berücksichtigen. Ähnlich verhält es sich beim Kohlenstoff, der durch Mobilisierung verstärkt ausgewaschen werden kann. Nicht alle Untersuchungen bestätigen diese Reaktionen. Holzasche ist als N-freier Dünger zu betrachten und sein Einsatz kann dort gerechtfertigt sein, wo Nährstoffungleichgewichte, z.B. erhöhte N/P-Verhältnisse durch grosse N-Einträge, vorkommen.
- Holzasche ist eine direkte Quelle von Makronährelementen wie P, Ca, Mg und K. Die Rate, mit welcher die Nährstoffe pflanzenverfügbar werden, hängt von der Löslichkeit der Komponenten der Holzasche ab. Da die Zusammensetzung von Holzasche komplizierter ist als z.B. jene von Kalk, ist ihre Löslichkeit schwer vorhersagbar. Zudem ist die Änderung der Nährstoffverfügbarkeit nach Holzascheausbringung von drei Faktoren abhängig:
 1. Menge und Form der Nährstoffe in der Holzasche,
 2. Ausmass der Verschiebung der pH-abhängigen Gleichgewichte im Boden und damit der meist pH-abhängigen Adsorptionskapazität und -stärke eines Bodens und
 3. Änderungen (meistens Zunahme) der mikrobiellen Aktivität.
- Mikroelemente: Holzasche enthält grosse Mengen an Mikroelementen, wobei darunter sowohl Mikronährstoffe, als auch Schadstoffe ohne essentielle pflanzenphysiologische Funktion zu verstehen sind. Die Holzascheausbringung führt vorerst zu einer Reduktion der Löslichkeit und Verfügbarkeit von Fe, Mn, Zn und Cu, vor allem verursacht durch die pH-Erhöhung. Wenn der pH-Wert mit der Zeit wieder abnimmt, steigt die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit der Mikroelemente an.
- Nach derzeitigem Wissensstand werden mit der Holzascheausbringung selten Schwermetallgrenzwerte im Boden überschritten.

Die Rückführung von unbehandelter Rostasche in den Wald zur Verbesserung der Nährstoffbilanz kann ökologisch problematisch sein. Frische, lose Holzasche kann durch ihre hohe Basizität zu Verbrennungen an empfindlichen Pflanzen und Boden-(Mikro-)organismen führen, sowie zu einer verstärkten Mobilität von organischen Substanzen und Bodeninhaltsstoffen beitragen. Normalerweise sind solche Effekte nur von kurzer Dauer und können durch eine Behandlung (Verfestigung) der Holzaschen weitgehend vermieden werden. Daher sollten nur karbonatisierte und gebrochene, oder pelletierte oder granuliert Holzaschen ausgebracht werden, die bezüglich ihrer Reaktionsfähigkeit und der Auswaschung von Salzen erheblich besser abschneiden. Ferner sollten nur dem Standort angepasste Mengen ausgebracht werden,

um die Schwermetall-Bilanz nicht negativ zu beeinflussen. Holzasche ist kein Humusersatz und kann daher die Funktion von vermodernder Biomasse für die Nährstoff- und Wasserversorgung der Waldbäume nicht ersetzen, die ebenfalls essentiell für die Standortfruchtbarkeit ist.

Für eine Ascheausbringung in granulierter oder pelletierter Form sind zusätzliche Arbeitsschritte notwendig, die zu einem erhöhten zeitlichen und finanziellen Aufwand führen (Kap. 7). Die Helikopterausbringung bietet gegenüber der bodengestützten Ausbringung aus ökologischer Sicht einige Vorteile, ist aber etwas teurer und könnte zudem auf Akzeptanzprobleme bei der Bevölkerung stossen.

Die biologischen Effekte betreffen die Bodenvegetation und -fauna, die Bodenmikrobiologie, das Baumwachstum und die Nährstoffverfügbarkeit (Kap. 3):

- **Bodenvegetation:** Praktisch alle der publizierten Arbeiten fanden ähnliche Resultate: eine Abnahme des Deckungsgrades von Moosen und Zwergsträuchern, wohingegen Gräser und Kräuter gefördert wurden. Diese Effekte variierten jedoch beträchtlich in Abhängigkeit des Bodentyps. Auf sauren, sandigen Böden waren die Effekte in den ersten Jahren nur schwach und später für die meisten Arten nicht mehr signifikant. Auf der anderen Seite verursachte die Holzascheausbringung auf Mooren eine vollständige Veränderung der Krautvegetation. Generell gilt, dass die Effekte mit der ausgebrachten Holzaschenmenge zunahmten.
- **Baumwachstum:** Es ist zu vermuten, dass eher Harthölzer von einer Ascheausbringung profitieren könnten, da sie im Vergleich zu Weichhölzern einen grösseren Bedarf an basischen Kationen (Ca, Mg, K) haben. Trotzdem handelt die publizierte Literatur vor allem von Weichhölzern (meistens Koniferen).
 - **Organische Böden:** Auf organischen Böden war oft eine signifikante Wachstumszunahme zu beobachten. Da die Bäume beim Wachstum auf organischen Böden oft unter Mangel an mehreren Elementen wie K und B, aber auch N und P leiden und bei Holzascheausbringung trotzdem eine Reaktion zeigen, muss dies mit biochemischen Prozessen in Verbindung gebracht werden. Auf sauren Böden mit viel organischer Substanz hat die Säureneutralisationskapazität der Holzasche eine pH-Erhöhung und eine Ankurbelung der mikrobiellen Aktivität zur Folge, welche die Mineralisierung der organischen Substanz beschleunigt. Dadurch werden die meisten Elemente, welche bisher im Torf festgelegt waren, pflanzenverfügbar, insbesondere auch Stickstoff. Zudem enthält die Holzasche weitere potentielle Mangel-elemente wie P und K, womit der Wachstumseffekt auf beides, die pH-Erhöhung und einen gewissen Düngungseffekt der Holzasche, zurückgeführt werden kann. Dabei scheinen die Effekte proportional der Dicke der Torfschicht und der ausgebrachten Menge der Holzasche zu sein. Der Effekt der Holzasche auf die Biochemie der organischen Böden ist langanhaltend und steht in Beziehung zur Säureneutralisationskapazität der gesamthaft eingebrachten Holzasche.
 - **Mineralische Böden:** In Mineralböden sind häufig N und P, seltener auch K die limitierenden Elemente für das Baumwachstum. Da Holzasche nur sehr wenig Stickstoff enthält, ist es logisch, dass auf schlecht N-versorgten Mineralböden nur geringe bis keine Wachstumseffekte durch Holzasche erwartet werden können. Dies wird durch die wenigen Arbeiten unterstützt, welche eine Zuwachsteigerung durch N-Düngung oder durch eine Kombination von N-Düngung und Holzascheausbringung erreichten, nicht jedoch für eine alleinige Holzascheausbringung und es zeigt auch, dass die Biomasseproduktion auf diesen Mineralböden N-limitiert ist.
- **Nadel- und Blattspiegelwerte:** In einer Meta-Analyse mit den bisher vor allem in den nordischen Ländern publizierten Resultaten konnte allgemein ein Einfluss der Holzascheausbringung auf die elementare Zusammensetzung der Nadeln und Blätter nachgewiesen werden. Sowohl auf organischen als auch auf Mineralböden zeigten die Bäume mit Holzasche signifikant grössere K- und Ca-Konzentrationen im Vergleich zur Kontrolle. Die Abnahme der Mn-Konzentration, eine leichte Zunahme der P-Konzen-

- **Pilze:** Holzasche führt zu einer Vergrößerung der Biomasse von Ektomykorrhizen, wodurch teilweise auch ein grösseres Nährstoffmobilisierungspotential resultiert.
- **Bodenmikroorganismen:** Die Ergebnisse der zahlreichen Studien der Auswirkungen von Holzasche auf die anderen Bodenmikroorganismen sind nicht immer ganz eindeutig. Allgemein kann eine erhöhte mikrobielle Aktivität und Biomasse sowie eine erhöhte Wachstumsrate erwartet werden.
- **Bodentiere:** Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass Ringelwürmer und Mikroarthropoden ziemlich tolerant gegenüber den durch Ascheausbringung verursachten chemischen Veränderungen sind.

In zahlreichen Untersuchungen wurden toxische Effekte von Schwermetallen auf verschiedene Organismen nachgewiesen (Kap. 4). Solche Versuche wurden meist unter Laborbedingungen durchgeführt, in welchen die Spezierung der Schwermetalle im Vergleich zu jener in Böden stark abweicht. In Böden sind die Schwermetalle zu einem grossen Anteil durch organische Substanz komplexiert und in dieser Form nicht direkt toxisch. Eine Holzaschegabe, verbunden mit einer pH-Erhöhung, reduziert die Verfügbarkeit und damit Toxizität der meisten Schwermetalle noch zusätzlich.

Eine grosse Ausnahme von diesem Verhalten bildet Chromat, Cr(VI), die oxidierte Form von Chrom. Seine Löslichkeit nimmt mit steigendem pH-Wert stark zu. Deshalb und wegen der grossen Toxizität von Chromat wurden Verfahren zur Reduktion von Cr(VI) entwickelt. Allerdings gibt es auch Hinweise, dass Cr(VI) in der organischen Auflage der Böden zum schwerlöslichen Cr(III) reduziert wird, wodurch sich dieses Problem erheblich entschärft.

Die Holzasche-Ausbringung im Wald dient der Schliessung von Nährstoffkreisläufen, sie ist keine Abfallentsorgung. Dies setzt allerdings eine detaillierte Kenntnis der Stoffvorräte und – flüsse eines Standorts voraus, inklusive der bei der Holzernte entnommenen Nährstoffmengen. Die zurzeit in der Schweiz verfügbare Datengrundlage ist nicht ausreichend für eine solche Bilanzierung. Aus diesem Grunde wurden zu diesem Thema Kenntnisse aus dem umliegenden Ausland zusammengetragen und ausgewertet (Kap. 5).

Waldbauliche Massnahmen haben einen grossen Einfluss auf den Nährstoffhaushalt. Kahlschläge und Femelschläge mit 20% Vorverjüngung führen zu verstärkter Nährstoffauswaschung, während bei Dauerwaldbewirtschaftung und Femelschlag mit 80 % Vorverjüngung kaum Basenverluste auftreten. Dieses Problem wird durch neuartige, weitestgehend mechanisierte Arbeitsverfahren (Harvester, Kombiseilgerät) noch verschärft, da diese dem Wald verfahrensbedingt Vollbäume entziehen, wenn keine Kronenkappungen im Bestand erfolgen.

Da bei der Durchforstung und der Holzernte Licht und Wärme in den Wald eindringt, wird dabei die Mineralisation angekurbelt. Deshalb sollte Holzasche nicht unmittelbar im Anschluss daran ausgebracht werden, sondern erst 3-5 Jahre danach, um einen zusätzlichen Mineralisationsschub zu verhindern.

Nachhaltige Waldbewirtschaftung und langfristige Sicherstellung der Bodenfruchtbarkeit gehören zusammen. Wie der vorliegende Bericht zeigt, werden je nach Bodentyp und Holzernteverfahren die Grenzen des Zulässigen schnell erreicht oder gar überschritten. Daher sollten bereits bei der Planung der Holzernte die Folgekosten miteinbezogen werden. Bei der Energieholzbereitstellung beinhaltet dies die Aufwendungen und Massnahmen zur Sicherstellung der Nährstoffverfügbarkeit und die Kosten zur Entsorgung, bzw. Verwertung des „Abfalls“ aus dem Verbrennungsprozess. Da heute noch viele Grundlagen für eine umfassende Bilanzierung der Nährstoffvorräte und -umsätze fehlen, gilt es, diese Lücken so rasch wie möglich zu schliessen (Kap. 7).

9 Literatur

- Aronsson, K.A., Ekelund, N.G.A., 2004: Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *J. Environ. Qual.* 33: 1595-1605.
- Arvidsson, H., Lundkvist, H., 2002: Needle chemistry in young Norway spruce stands after application of crushed wood ash. *Plant Soil* 238: 159-174.
- Arvidsson, H., Lundkvist, H., 2003: Effects of crushed wood ash on soil chemistry in young Norway spruce stands. *For. Ecol. Manage.* 176: 121-132.
- Arvidsson, H., Vestin, T., Lundkvist, H., 2001: Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands. *For. Ecol. Manage.* 161: 75-87.
- AS, 1998: Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö). SR 814.12: 12 S.
- Asche N., 2009: Bodenschutzkalkung in Nordrhein-Westfalen. Landesbetrieb Wald und Holz NRW. Gelsenkirchen. http://www.wald-und-holz.nrw.de/40Wald_und_Forschung/bodenschutzkalkung/technik/index.php
- 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.
- Baath, E., Frostegard, A., 1994: Growth-rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 26: 995-1001.
- Baath, E., Frostegard, A., Fritze, H., 1992: Soil bacterial biomass, activity, phospholipid fatty-acid pattern, and pH tolerance in an area polluted with alkaline dust deposition. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58: 4026-4031.
- Baath, E., Frostegard, A., Pennanen, T., Fritze, H., 1995: Microbial community structure and pH response in relation to soil organic-matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 27: 229-240.
- Baldrian, P., Gabriel, J., 1997: Effect of heavy metals on the growth of selected wood-rotting basidiomycetes. *Folia Microbiol.*, 42(5): 521-523.
- Baldrian, P., Gabriel, J., Nerud, F., 1996: Effect of cadmium on the ligninolytic activity of *Stereum hirsutum* and *Phanerochaete chrysosporium*. *Folia Microbiol.*, 41: 363-367.
- BFS, 2008: Forstwirtschaft der Schweiz, Taschenstatistik. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
- Block, M., Pärt, P., 1992: Uptake of ¹⁰⁹Cd by cultured gill epithelial-cells from rainbow-trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.*, 23: 137-151.
- Brändli, U.-B., Heller-Kellenberger, I., Speich, S. (2004): Schweizerisches Landesforstinventar LFI [Published online 06.04.2009] Available from the World Wide Web <<http://www.lfi.ch>>. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL.
- Brassel, P.; Brändli, U.-B. 1999: Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993-1995. Birmensdorf, Eidg. Anstalt für Wald, Schnee und Landschaft. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern, Stuttgart, Wien, Haupt. 442 S."
- 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.
- Bundt, M., Krauss, M., Blaser, P., Wilcke, W., 2001a: Forest fertilization with wood ash: Effect on the distribution and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs). *J. Env. Qual.*, 30(4): 1296-1304.
- Bundt, M., Krauss, M., Blaser, P., Wilcke, W., 2001b: Forest fertilization with wood ash: Effect on the distribution and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs). *J. Environ. Qual.* 30: 1296-1304.

- Bundt, M., Zimmermann, S., Blaser, P., Hagedorn, F., 2001c: Sorption and transport of metals in preferential flow paths and soil matrix after the addition of wood ash. *Europ. J. Soil Sci.*, 52(3): 423-431.
- Burger, J., 2008: Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Sci. Tot. Env.*, 389: 37-45.
- Campbell, A.G., 1990: Recycling and disposing of wood ash. *Tappi J.* 73(9): 141-146.
- Chirenje, T., Rivero, C., Ma, L.Q., 2002a: Leachability of Cu and Ni in wood ash-amended soil as impacted by humic and fulvic acid. *Geoderma*, 108: 31-47.
- Chirenje, T., Rivero, C., Ma, L.Q., 2002b: Leaching of As and Cr in wood-ash-amended soil columns. *Soil Sediment Contam.*, 11(3): 359-375.
- Clapham, W.M., Zibilske, L.M., 1992: Wood ash as a liming amendment. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23: 1209-1227.
- Clarholm, M., 1994: Granulated wood ash and a „N-free“ fertilizer to a forest soil – effects on P availability. *For. Ecol. Manage.* 66: 127-136.
- Clarholm, M., 1998: Wood ash to counteract potential phosphorus and potassium limitations in a Norway spruce forest subjected to air pollution. *Scand. J. For. Res., Suppl.* 2: 67-75.
- De Wit, H.A., Mulder, J., Nygaard, P.H., Aamlid, D., 2001: Testing the aluminium toxicity hypothesis: A field manipulation experiment in a mature spruce forest in Norway. *Water Air Soil Poll.*, 130: 995-1000.
- Demeyer, A., Voundi Nkana, J.C., Verloo, M.G., 2001: Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology* 77(3): 287-295.
- EAFV (Hrsg.), 1988: Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Erstaufnahme 1982 – 1986. *Ber. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes.* Nr. 305, 375 S.
- Emilsson, S., 2006: From Extraction of Forest Fuels to Ash Recycling. *International Handbook. Produced within RecAsh - a LIFE-environment demonstration project- with contribution from the LIFE financial instrument of the European Community.* Swedish Forest Agency: 48 p.
- Englisch, M., 2007: Biomassennutzung in Wäldern. Es gibt ökologische Grenzen. *WALD UND HOLZ*, Nummer 8/2007 Solothurn: S. 51 - 53.
- Englisch, M., Reiter, R., 2009a: Standortliche Nährstoffnachhaltigkeit bei der Nutzung von Wald-Biomasse. *BFW-Praxisinformation* 18, S. 13 - 15.
- Englisch, M., Reiter, R., 2009b: Nachhaltige Nutzung von Wald-Biomasse. *BFW-Praxisinformation* 19, S. 6 - 8.
- Erich, M.S., 1991: Agronomic effectiveness of wood ash as a source of phosphorus and potassium. *J. Environ. Qual.* 20: 576-581.
- Erich, M.S., Ohno, T., 1992a: Titrimetric determination of calcium carbonate equivalence of wood ash. *Analyst* 117: 993-995.
- Erich, M.S., Ohno, T., 1992b: Phosphorus availability to corn from wood ash-amended soils. *Water Air Soil Pollut.* 64: 475-485.
- Eriksson, H.M., 1998a: Dissolution of hardened wood ashes in forest soils: studies in a column experiment. *Scand. J. For. Res. Suppl.* 2: 23-32.
- Eriksson, H.M., 1998b: Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. *Scand. J. For. Res. Suppl.* 2: 43-55.
- Eriksson, H.M., Nilsson, T., Nordin, A., 1998: Early effects of lime and hardened and non-hardened ashes on pH and electrical conductivity of the forest floor, and relations to some ash and lime qualities. *Scand. J. Forest Res., Suppl.* 2: 56-66.

- Etiégni, L., Campbell, A.G., 1991: Physical and chemical characteristics of wood ash. *Biore-source Technology* 37: 173-178.
- Etiégni, L., Campbell, A.G., Mahler, R.L., 1991a: Evaluation of wood ash disposal on agricultural land. 1. Potential as a soil additive and liming agent. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22: 243-256.
- Etiégni, L., Mahler, R.L., Campbell, A.G., Shafii, B., 1991b: Evaluation of wood ash disposal on agricultural land. 2. Potential toxic effects on plant growth. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22: 257-267.
- Ettl, R. and Göttlein, A., 2007: Waldhackschnitzelproduktion in Fichtenreinbeständen. Monetäre Bewertung des Nährstoffexportes bei Biomassenutzung. in: *AFZ – Der Wald*, Nr. 14/2007. S. 756 – 758.
- Ettl, R., Weis, W., Göttlein, A., 2007: Holz verbrennt, Asche bleibt. Konsequenzen für die stoffliche Nachhaltigkeit in Bayern. *AFZ - Der Wald* 2 - 1/2007, S. 74 - 77.
- Evers, F. H. und Hüttl, R. F., 1992: Magnesium-, Calcium- und Kaliummangel bei Waldbäumen - Ursachen, Symptome, Behebung. Reihe FVA-Merkblätter, Heft 42. Freiburg im Breisgau, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg: 6 S.
- Ewald J., 2005: Ecological background of crown condition, growth and nutritional status of *Picea abies* (L.) Karst. in the Bavarian Alps. *Eur. J. Forest Res.* 124: 9-18.
- Feldkirchner, D.C., Wang, C., Gower, S.T., Kruger, E.L., Ferris, J., 2003: Effects of nutrient and paper mill biosolids amendments on the growth and nutrient status of hardwood forests. *For. Ecol. Manage.* 177: 95-116.
- Ferm, A., Hokkanen, T., Moilanen, M., Issakainen, J., 1992: Effects of wood bark ash on the growth and nutrition of a Scots pine afforestation in central Finland. *Plant Soil* 147: 305-316.
- Flückiger W., Braun S., 1998: Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. *Environ. Pollut.* 102, S1, 69-76.
- Fransman, B., Nihlgard, B., 1995: Water chemistry in forested catchments after topsoil treatment with liming agents in South Sweden. *Water Air Soil Poll.* 85(2): 895-900.
- Fransson, A.-M., Bergkvist, B., Tyler, G., 1999: Phosphorus solubility in an acid forest soil as influenced by form of applied phosphorus and liming. *Scand. J. For. Res.* 14: 538-544.
- Fritze, H., Perkiömäki, J., Saarela, U., Katainen, R., Tikka, P., Yrjala, K., Karp, M., Haimi, J., Romantschuk, M., 2000: Effect of Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 32(1): 43-51.
- Frostegard, A., Baath, E., Tunlid, A., 1993: Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty-acid analysis. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 723-730.
- Galli, U., Meier, M., Brunold, C., 1993: Effects of cadmium on non-mycorrhizal and mycorrhizal Norway spruce seedlings [*Picea abies* (L.) Karst.] and its ectomycorrhizal fungus *Laccaria laccata* (Scop. ex Fr.) Bk. & Br.: Sulphate reduction, thiols and distribution of the heavy metal. *New Phytol.*, 125: 837-843.
- Goldfarb, T.D., Maertz, M., Roethel, F.J., Iden, C.R., Rieger, R.A., 1990: PCDDs and PCDFs in incinerator ash from several types of facilities in the Northeastern United States. *Chemosphere*, 20 (10-12): 1833-1838.
- "Göttlein, A., Ettl, R., Weis, W., 2007: Energieholznutzung und nachhaltige Waldbewirtschaftung - ein Zielkonflikt? in: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.), *Rundgespräche der Kommission für Ökologie*, Band 33 "Energie aus Biomasse". München: S. 87 - 95."
- Gulder H.-J., Kölbl M., 1993: Waldbodeninventur in Bayern. *Forstl Forsch.ber.* München: 132

- Hagerberg, D., Wallander, H., 2002: The impact of forest residue removal and wood ash amendment on the growth of the ectomycorrhizal external mycelium. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 39(2): 139-146.
- Haimi, J., Fritze, H., Moilanen, P., 2000: Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilisation and burning in a coniferous forest stand. *For. Ecol. Manage.*, 129: 53-61.
- Hakkila, P., 1989: Utilisation of residual forest biomass. Springer series in wood sciences, Springer Verlag, Berlin, 568 S.
- 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(5): 240-249.
- Hegg, C., Jeisy, M., Waldner, P., (2004). Wald und Trinkwasser. Eine Literaturstudie. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf: 60 S.
- Hermann, J., 2001: Aluminum is harmful to benthic invertebrates in acidified waters, but at what threshold(s)? *Water Air Soil Poll.*, 130: 837-842.
- Herrero, C., San Martin, R., Bravo, F., 2007: Effect of heat and ash treatments on germination of *Pinus pinaster* and *Cistus laurifolius*. *J. Arid Environ.* 70: 540-548.
- Hettelingh, J.-P., Slootweg, J., Posch, M., Dutchak, S., Ilyin, I., (eds.), 2002: Preliminary modelling and mapping of critical loads for cadmium and lead in Europe. Wge RIVM EMEP/MS-C-E Report No. 2599101011. Bilthoven, the Netherlands
- Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö., 2001: The fate of ¹³⁷Cs in coniferous forests following the application of wood-ash. *Sci. Tot. Env.*, 280: 133-141.
- Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö., Nordlund, S., 2001a: Wood ash addition to an acid and highly N loaded Norway spruce site in SW Sweden. SkogForsk, The Forestry Research Institute of Sweden, Report No 2, 2001, pp 29-30.
- Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö., Nordlund, S., 2001b: Effects of wood-ash addition on soil solution chemistry and soil N dynamics at a *Picea abies* (L.) Karst. site in southwest Sweden. Skogforsk, The Forestry Research Institute of Sweden, Report No 4, 2001, pp 1-20.
- Holmberg, S.L., Claesson, T., 2001: Mineralogy of granulated wood ash from a heat plant in Kalmar, Sweden. *Environmental Geology* 40(7): 820-828.
- Huang, H., Campbell, A.G., Folk, R., Mahler, R.L., 1992: Wood ash as a soil additive and liming agent for wheat. Field studies. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23: 25-33.
- Hüttl, R. F., 1991: Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Schriftenreihe des Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, Zusammenfassung Heft 28: 9 S.
- Hytönen, J., 2003: Effects of wood, peat and coal ash fertilization on Scots pine foliar nutrient concentrations and growth on afforested former agricultural peat soils. *Silva Fenn.* 37(2): 219-234.
- Hytönen, J., Kaunisto, S., 1999: Effect of fertilization on the biomass production of coppiced mixed birch and willow stands on cut-away peatland. *Biomass Bioenergy* 17: 455-469.
- Ingerslev, M., 1997: Effects of liming and fertilization on growth, soil chemistry and soil water chemistry in a Norway spruce plantation on a nutrient-poor soil in Denmark. *Forest Ecol. Manage.* 92: 55-66.
- Ingerslev, M., Mälkönen, E., Nilsen, P., Nohrstedt, H.-Ö., Oskarsson, H., Raulund-Rasmussen, K., 2001: Main findings and future challenges in forest nutritional research and management in the Nordic countries. *Scand. J. For. Res.* 16(6): 488-501.
- Jacobson, S., 2003: Addition of stabilized wood ash to Swedish coniferous stands on mineral soils – Effects on stem growth and needle nutrient concentrations. *Silva Fennica* 37(4): 437-450.

- Jacobson, S., Gustafsson, L., 2001: Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. *Basic Appl. Ecol.* 2: 233-241.
- Jacobson, S., Högbom, L., Ring, E., Nohrstedt, H.-Ö., 2004: Effects of wood ash dose and formulation on soil chemistry at two coniferous forest sites. *Water Air Soil Poll.* 158(1): 113-125.
- Jacobson, S., Sikström, U., Nohrstedt, H.-Ö., 2000: Effects of previous high N addition on nutrient conditions in above-ground biomass of a *Picea Abies* stand in Sweden. *Scand. J. For. Res.* 15: 30-38.
- Jentschke, G., Winter, S., Godbold, D.L., 1999: Ectomycorrhizas and cadmium toxicity in Norway spruce seedlings. *Tree Physiol.*, 19: 23-30.
- Kahl, J.S., Fernandez, I.J., Rustad, L.E., Peckenham, J., 1996: Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil. *J. Env. Qual.* 25(2): 220-227.
- Kellner, O., Weibull, H., 1998: Effects of wood ash on Bryophytes and Lichens in a Swedish Pine Forest. *Scand. J. For. Res. Suppl.* 2: 76-85.
- Khanna, P.K., Raison, R.J., Falkiner, R.A., 1994: Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *For. Ecol. Manage.* 66: 107-125.
- Kilian, W., et al., 1994. Die Düngung im Wald, 2. Teil. Anleitung zur Walddüngung. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 41 S.
- Kölling, C. und Stetter, U., 2008: Holzasche - Abfall oder Rohstoff? LWF aktuell Nr. 63, München: S. 54 – 56.
- Kölling, C., Göttlein, A., Rothe, A., 2008: Nährstoffentzug limitiert die Biomassenutzung. *Holz-Zentralblatt Nummer 3*: S. 76 - 77.
- Krapfenbauer, A. und Buchleitner, E., 1981: Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag, Nährstoffbilanz eines Fichtenbestandes. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 98. Jahrgang, Wien: S. 193 - 223.
- Krejsl, J.A., Scanlon, T.M., 1996: Evaluation of beneficial use of wood-fired boiler ash on oat and bean growth. *J. Env. Qual.* 25(5): 950-954.
- Kreutzer, K., 1979: Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 98. Jahrgang, Parey Verlag Hamburg. S. 298 - 308.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B., 2001: Time and pH-dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water Air Soil Poll.*, 130: 905-910.
- Kuykendal, W.B., Lamason, W.H., Miles, A.J., Keating, M.H., 1989: Ash data from combustion sources: Results of Tier 4 of the National Dioxin study. *Chemosphere*, 18 (1-6): 1227-1234.
- Landmann G., Bonneau M., Bouhot-Delduc L., Fromard F., Chéret V., Dagnac J. S., Souchier B., 1994 : Crown Damage in Norway spruce and silver fir : Relation to nutritional status and soil chemical characteristics in the French mountains. In: Landmann G., Bonneau M. (eds), *Forest Decline and Atmospheric Deposition Effects in the French Mountains*. Springer, Berlin-Heidelberg, pp. 41-81.
- Landolt W., 1997: Mangel oder Überfluss? Zur Ernährungssituation von Fichten. In: *Säure- und Stickstoffbelastungen – Ein Risiko für den Schweizer Wald?* Forum für Wissen 1997, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmansdorf, pp. 51-58.
- Laskowski, R., Berg, B., 1993: Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter. *Scand. J. For. Res.* 8: 446-456.
- Lavric, E.D., Konnov, A.A., DeRuyck, J., 2004: Dioxin levels in wood combustion – a review. *Biomass and Bioenergy*, 26: 115-145.

- Ledermann, Th. (2009). Moderne Form der Streunutzung? FORSTZEITUNG 08/2009, Österreichischer Agrarverlag, Wien: S. 4 - 5.
- Leffler, P.E., Nyholm, N.E.I., 1996: Nephrotoxic effects in free-living bank voles in a heavy metal polluted environment. *Ambio*, 25: 417-420.
- Lerner, B.R., Utzinger, J.D., 1986: Wood ash as soil liming material. *Hortscience* 21(1): 76-78.
- Levula, T., Saarsalmi, A., Rantavaara, A., 2000: Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and ¹³⁷Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*). *For. Ecol. Manage.* 126(3): 269-279.
- Liiri, M., Haimi, J., Setälä, H., 2002a: Community composition of soil microarthropods of acid forest soils as affected by wood ash application. *Pedobiologia*, 46(2): 108-124.
- Liiri, M., Ilmarinen, K., Setälä, H., 2002b: The significance of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) on nitrogen availability and plant growth in wood ash-treated humus soil. *Plant a. Soil*, 246(1): 31-39.
- Liiri, M., Setälä, H., Haimi, J., Pennanen, T., Fritze, H., 2001: Influence of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) on birch growth and microbial activity, composition and biomass in soil with or without wood ash. *Biol. Fertil. Soils*, 34(3): 185-195.
- Liiri, M., Setälä, H., Haimi, J., Pennanen, T., Fritze, H., 2002c: Soil processes are not influenced by the functional complexity of soil decomposer food webs under disturbance. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 1009-1020.
- Lindsay, W.L., 1979: *Chemical Equilibria in Soils*. John Wiley & Sons, New York: 449 S.
- Lodenius, M., 2002: Seasonal variations in cadmium concentrations of plant leaves. *Bull Environ. Contam. Toxicol.*, 69: 320-322.
- Lodenius, M., Soltanpour-Gargari, A., Tulisalo, E., 2002a: Cadmium in forest mushrooms after application of wood ash. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 68: 211-216.
- Lodenius, M., Soltanpour-Gargari, A., Tulisalo, E., Henttonen, H., 2002b: Effects of ash application on cadmium concentration in small mammals. *J. Env. Qual.*, 31(1): 188-192.
- Ludwig, B., Heil, B., Flessa, H., Beese, F., 2000: Use of ¹³C and ¹⁵N mass spectrometry to study the decomposition of *Calamagrostis epigeios* in soil column experiments with and without ash additions. *Isotopes in Env. a. Health Studies* 36(1): 49-61.
- Ludwig, B., Rumpf, S., Mindrup, M., Meiwes, K.J., Khanna, P.K., 2002: Effects of lime and wood ash on soil-solution chemistry, soil chemistry and nutritional status of a pine stand in Northern Germany. *Scand. J. For. Res.* 17(3): 225-237.
- Lundell, Y., Johannisson, C., Högborg, P., 2001: Ion leakage after liming or acidifying fertilization of Swedish forests – A study of lysimeters with and without active tree roots. *For. Ecol. Manage.*, 147: 151-170.
- Lundkvist, H., 1998: Wood ash effects on enchytraeid and earthworm abundance and enchytraeid cadmium content. *Scand. J. For. Res., Suppl. 2*: 86-95.
- Lundström, U.S., Bain, D.C., Taylor, A.F.S., VanHees, P.A.W., 2003a: Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes: A review. *Water, Air and Soil Poll., Focus 3*: 5-28.
- Lundström, U.S., Bain, D.C., Taylor, A.F.S., VanHees, P.A.W., Geibe, C.E., Holmström, S.J.M., Melkerud, P.-A., Finlay, R., Jones, D.L., Nyberg, L., Gustafsson, J.P., Risse, G., Tau Strand, L., 2003b: Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes in southern Sweden. A joint multidisciplinary study. *Water, Air and Soil Poll., Focus 3*: 167-188.
- Lüscher, P., Rigling, A., Walthert, L., Zimmermann, S., 1994: Waldzustandsinventur 1993, Bodenkundliche Erhebungen. *Bulletin BGS 18*: 69-76 Ma, W.C., Denneman, W., Faber, J., 1991: Hazardous exposure of ground-living small mammals to cadmium and lead ion contaminated terrestrial ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20: 266-270.

- Magee, J.A., Haines, T.A., Kocik, J.F., Beland, K.F., McCormick, S.D., 2001: Effects of acidity and aluminum on the physiology and migratory behavior of Atlantic salmon smolts in Maine, USA. *Water Air Soil Poll.*, 130: 881-886.
- Mahmood, S., Finlay, R.D., Erland, S., Wallander, H., 2001: Solubilisation and colonisation of wood ash by ectomycorrhizal fungi isolated from a wood ash fertilised spruce forest. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 35(2): 151-161.
- Mahmood, S., Finlay, R.D., Fransson, A.-M., Wallander, H., 2003: Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhizal spruce seedlings. *FEMS Microbiol. Ecol.* 43: 121-131.
- Mahmood, S., Finlay, R.D., Wallander, H., Erland, S., 2002: Ectomycorrhizal colonisation of roots and ash granules in a spruce forest treated with granulated wood ash. *For. Ecol. Manage.*, 160: 65-74.
- Mandre, M., 2006: Influence of wood ash on soil chemical composition and biochemical parameters of young Scots pine. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 55(2): 91-107.
- Mandre, M., Korsjukov, R., Ots, K., 2004: Effect of wood ash application on the biomass distribution and physiological state of Norway spruce seedlings on sandy soils. *Plant Soil* 265: 301-314.
- Mandre, M., Parn, H., Ots, K., 2006: Short-term effects of wood ash on the soil and the lignin concentration and growth of *Pinus sylvestris* L. *For. Ecol. Manage.* 223: 349-357.
- Meienberg, E. (2006): Deponiemeister der Deponie Riet, Winterthur. (Mündliche Mitteilung)
- Meiwes, K. J., Asche, N., Block, J., Kallweit, R., Kölling, C., Raben, G., v. Wilpert, K. (2008). Potenziale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald. *AFZ - Der Wald* 10 - 11/2008: S. 598 - 603.
- Meiwes, K.J., 1995: Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. *Water Air Soil Poll.* 85: 143-152.
- Mellbo, P., Sarenbo, S., Stalnacke, O., Claesson, T., 2008: Leaching of wood ash products aimed for spreading in forest floors – Influence of method and L/S ratio. *Waste Management* 28(11): 2235-2244.
- Misra, M., Raglund, K., Baker, A., 1993: Wood ash composition as a function of furnace temperature. *Biomass Bioenergy* 4(2): 103-116.
- Moilanen, M., Fritze, H., Nieminen, M., Sirpa, P., Issakainen, J., Piispanen, J., 2006: Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? *For. Ecol. Manage.* 226: 153-160.
- Moilanen, M., Silfverberg, K., Hökkä, H., Issakainen, J., 2004: Comparing the effects of wood ash and commercial PK fertilizer on the nutrient status and stand growth of Scots pine on drained mires. *Baltic For.* 10: 2-10.
- Moilanen, M., Silfverberg, K., Hökkä, H., Issakainen, J., 2005: Wood ash as a fertilizer on drained mires – growth and foliar nutrients of Scots pine. *Can. J. For. Res.* 35: 2734-2742.
- 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. *For. Ecol. Manage.* 171(3): 321-338.
- Morel, C., Tiessen, H., Stewart, J.W.B., 1996: Sensitivity to equilibration periods of phosphate sorption and isotopic exchange methods assessing Q/I relationships. *Soil Sci.* 161: 459-467.
- Morel, C., Tunney, H., Plenet, D., Pellerin, S., 2000: Transfer of phosphate ions between soil and solution: Perspectives in soil testing. *J. Environ. Qual.* 29: 50-59.
- Mulder, J., De Wit H.A., Boonen, H.W.J., Bakken, L.R., 2001: Increased levels of aluminium in forest soils: Effects on the stores of soil organic carbon. *Water Air Soil Poll.*, 130: 989-994.

- Munger, C., Hare, L., 2000: Influence of ingestion rate and food types on cadmium accumulation by the aquatic insect Chaoborus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 327-332.
- Muse, J.K., Mitchell, C.C., 1995: Paper mill boiler ash and lime by-products as soil liming materials. *Agronomy J.* 87(3): 432-438.
- Mutsch, F., 2009: Waldernährung und Bodenverbesserung: Düngung, Kalkung, Pflanzen-asche. *BFW-Praxisinformation 19*: S. 14 – 16.
- Narodoslawsky, M. and Obernberger I., 1993: Aschenaustrags- und Aufbereitungsanlagen für Biomasseheizwerke. Endbericht. Institut für Verfahrenstechnik, TU Graz. Landesenergieverein des Landes Steiermark. 86 p.
- Naylor, L., Schmidt, E. 1986: Agricultural use of wood ash as a fertilizer and liming material. *Tappi J.* 69: 114-119.
- Naylor, L., Schmidt, E. 1989: Paper mill wood ash as a fertilizer and liming material: field trials. *Tappi J.* 72: 199-206.
- Ne'eman, G., Meir, I., Ne'eman, R., 1993: The effect of ash on the germination and early growth of shoots and roots of *Pinus Cistus* and annuals. *Seed Sci Technol.* 21: 339-349.
- Nestrick, T.J., Lamparski, L.L., 1983: Assessment of chlorinated Dibenzo-p-Dioxin formation and potential emission to the environment from wood combustion. *Chemosphere*, 12 (4/5): 617-626.
- Nickelson, S.A., West, S.D., 1996: Renal cadmium concentrations in mice and shrews collected from forest lands treated with biosolids. *J. Environ. Qual.*, 25: 86-91.
- Niederberger, J., 2002: Holzaschequalität und technische Rahmenbedingungen bei der Verbrennung – Ergebnisse einer Betreiberbefragung. In: *Forstwiss. Fak. Universität Freiburg u. Forstl. Versuchs- u. Forsch.anst. Baden-Württemberg (Hrsg.): Holzasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 43, 166 S.*
- Nieminen, M., Piirainen, S., Moilanen, M., 2005: Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilisers: field studies in Finnish soils. *Scand. J. For. Res.* 20: 146-153.
- Nilsson, T., 2001: Wood ash application – Effects on elemental turnover in a cutover peatland and uptake in vegetation. Doctoral thesis. Swedish Univ. of Agric. Sci., Uppsala.
- Nilsson, T., Lundin, L., 1996: Effects of drainage and wood ash fertilization on water chemistry at a cutover peatland. *Hydrobiologia* 335: 3-18.
- Nkana, J.C.V., Demeyer, A., Verloo, M.G., 1998a: Availability of nutrients in wood ash amended tropical acid soils. *Env. Techn.*, 19(12): 1213-1221.
- Nkana, J.C.V., Demeyer, A., Verloo, M.G., 1998b: Chemical effects of wood ash on plant growth in tropical acid soils. *Biores. Techn.*, 63(3): 251-260.
- Noger, D., Felber, H., Pletscher, E., 1996: Verwertung und Beseitigung von Holzaschen. *Schriftenreihe Umwelt Nr. 269, Holz/Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern*: 113 S.
- Nohrstedt, H.-Ö., 2001: Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: A review of Swedish experiences. *Scand. J. For. Res.* 16(6): 555-573.
- Nriagu, J.O., Nieboer, E., 1988: Chromium in the natural and human environments. New York, Wiley.
- Obernberger, I., 1997: Aschen aus Biomassefeuerungen – Zusammensetzung und Verwertung. Institut für Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz. In: *VDI Bericht 1319*, pp. 199-222, 1997, „Thermische Biomassennutzung – Technik und Realisierung“, ISBN 3-18-0913 19-3, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, Deutschland.

- Obernberger, I., 1997: Nutzung fester Biomasse in Verbrennungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung des Verhaltens aschebildender Elemente. Schriftenreihe Thermische Biomassenutzung, Band 1, dbv-Verlag, Graz 1997.
- Obernberger, I., Biedermann, F., Widmann, W., Riedl, R., 1997: Concentrations of inorganic elements in biomass fuels and recovery in the different ash fractions. *Biomass Bioenergy* 12: 211-224.
- Ogoshi, K., Nanzai, Y., Moriyamata, T., 1992: Decrease in bone strength of cadmium-treated young and old rats. *Arch. Toxicol.*, 6: 315-320.
- Ohno, T., 1992: Neutralization of soil acidity and release of phosphorus and K by wood ash. *J. Env. Qual.* 21: 433-438.
- Ohno, T., Erich, M.S., 1990: Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient levels. *Agric. Ecosyst. Environ.* 32: 223-239.
- Ohno, T., Erich, M.S., 1993: Incubation-derived calcium carbonate equivalence of papermill boiler-ashes derived from sludge and wood sources. *Environ. Pollut.* 79:175-180.
- Ohno, T., Hess, C.T., 1994: Levels of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K in wood ash-amended soils. *Sci. Tot. Env.*, 152(2): 119-123.
- Olsson, B.A., Kellner, O., 2002: Effects of soil acidification and liming on ground flora establishment after clear-felling of Norway spruce in Sweden. *For. Ecol. Manage.* 158: 127-139.
- Ozolincius, R., Varnagiryte, I., Armolaitis, K., Karlun, E., 2005: Initial effects of wood ash fertilization on soil, needle and litterfall chemistry in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand. *Baltic For.* 11: 59-67.
- Park, B.B., Yanai, R.D., Sahm, J.M., Ballard, B.D., Abrahamson, L.P., 2004: Wood ash effects on soil solution and nutrient budgets in a willow bioenergy plantation. *Water Air Soil Poll.* 159: 209-224.
- Parkman, H., Munthe, J., 1998: Wood ash and dolomite treatments of catchment areas: Effects on mercury in run-off water. *Scand. J. For. Res.*, Suppl. 2: 33-42.
- Perkiömäki, J., Fritze, H., 2002: Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. *Soil Biol. Biochem.*, 34(9): 1343-1353.
- Perkiömäki, J., Fritze, H., 2003: Does simulated acid rain increase the leaching of cadmium from wood ash to toxic levels to coniferous forest humus microbes?. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 44(1): 27-33.
- Perkiömäki, J., Kiikkilä, O., Moilanen, M., Issakainen, J., Tervahauta, A., Fritze, H., 2003: Cadmium-containing wood ash in a pine forest: effects on humus microflora and cadmium concentrations in mushrooms, berries, and needles. *Can. J. For. Res.* 33(12): 2443-2451.
- Pietikäinen, J., Fritze, H., 1995: Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 27: 101-109.
- Piirainen, S., 2001: Ash fertilization and leaching of nutrients from drained peatland. SkogForsk, The Forestry Research Institute of Sweden, Report No 2, 2001, pp 30-42.
- Pitman, R.M.; 2006: Wood ash use in forestry - a review of the environmental impacts. *Forestry*, 79(5): 563-588.
- Pohlandt, K., Marutzky, R., 1994: Concentration and distribution of polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins (PCDD) and polychlorinated Dibenz-Furans (PCDF) in wood ash. *Chemosphere*, 28 (7): 1311-1314.
- Pohlandt-Schwandt, K., 1999: Treatment of wood ash containing soluble chromate. *Biomass and Bioenergy*, 16: 447-462.
- Pohlandt-Schwandt, K., Salthammer, T., Marutzky, R., 2002: Reduction of soluble chromate in wood ash by formaldehyde. *Biomass and Bioenergy*, 22: 139-143.

- Ravila, A., Holm, E., 1996: Assessment of the radiation field from radioactive elements in a wood-ash-treated coniferous forest in southwest Sweden. *J. Environ. Radioactiv.*, 32: 135-156.
- Rehfuess K.E. (1990). *Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung*. Pareys Studientexte 29, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 294 S.
- Reijnders, L., 2005: Disposal, uses and treatments of combustion ashes: a review. *Resources, Conservation and Recycling* 43: 313-336.
- Riesen, T., Zimmermann, S., Blaser, P., 1999: Spatial distribution of ¹³⁷Cs in forest soils of Switzerland. - *Water Air Soil Pollut.* 114, 3-4: 277-285.
- Rikala, R., Jozefek, H.J., 1990: Effect of dolomite lime and wood ash on peat substrate and development of tree seedlings. *Silva Fenn.* 24: 323-334.
- Ring, E., Jacobson, S., Nohrstedt, H.-Ö., 2006: Soil-solution chemistry in a coniferous stand after adding wood ash and nitrogen. *Can. J. For. Res.* 36(1): 153-163.
- Rumpf, S., Ludwig, B., Mindrup, M., 2001: Effect of wood ash on soil chemistry of a pine stand in Northern Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164(5): 569-575.
- Saarsalmi, A., Derome, J., Levula, T., 2005: Effect of wood ash fertilisation on stand growth, soil, water and needle chemistry, and berry yields of lingonberry (*Vaccinium vitis-ideae* L.) in a Scots pine stand in Finland. *Metsanduslikud Uurimused* 42: 13-33.
- Saarsalmi, A., Kukkola, M., Moilanen, M., Arola, M., 2006: Long-term effects of ash and N fertilization on stand growth, tree nutrient status and soil chemistry in a Scots pine stand. *For. Ecol. Mange.* 235: 116-128.
- Saarsalmi, A., Mälkönen, E., Kukkola, M., 2004: Effect of wood ash fertilization on soil chemical properties and stand nutrient status and growth of some coniferous stands in Finland. *Scand. J. For. Res.* 19(3): 217-233.
- Saarsalmi, A., Mälkönen, E., Piirainen, S., 2001: Effects of wood ash fertilization on forest soil chemical properties. *Silva Fenn.*, 35(3): 355-368.
- Sartori, F., Lal, R., Ebinger, M.H., Miller, R.O., 2007: Tree species and wood ash affect soil in Michigan's Upper Peninsula. *Plant Soil* 298: 125-144.
- Schaber-Schoor, G., 2009: Produktion von Waldenergieholz und Nachhaltigkeit von Totholz unter Berücksichtigung der Biodiversität. *FORST UND HOLZ*, Jahrgang 64, Heft 2: S. 14 - 17.
- Schleppi, P., Tobler L., Bucher J.B., Wyttenbach A., 2000: Multivariate interpretation of the foliar chemical composition of Norway spruce (*Picea abies*). *Plant Soil* 219: 251-262.
- Schütz J.-P., Grunder K., Mandallaz D., 1986: Die Vitalität von Weisstannen und ihre Abhängigkeit von bestandesstrukturellen, ertragskundlichen und waldbaulichen Variablen. *Forstw. Centralbl.* 105: 406-420.
- Seidling W., 2004: Crown condition within integrated evaluations of Level II monitoring data at the German level. *Eur J Forest Res* (2004) 123: 63–74.
- Silfverberg, K., 1995: Forest regeneration on nutrient-poor peatlands: Effects of fertilization, mounding and sowing. *Silva Fennica* 29(3): 205-215.
- Silfverberg, K., Moilanen, M., 2001: Environmental consequences of recycling wood ash to forests. SkogForsk, The Forestry Research Institute of Sweden, Report No 2, 2001, pp 15-28.
- Solberg S., Dobbertin M., Reinds G. J., Lange H., Andreassen K., Garcia Fernandez P., Hildingsson A., de Vries W., 2009 :Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258: 1735–1750.

- Solla-Gullon, F., Santalla, M., Rodriguez-Soalleiro, R.J., Merino, A., 2006: Nutritional status and growth of a young *Pseudotsuga menziesii* plantation in a temperate region after application of wood-bark ash. *For. Ecol. Manage.* 237: 312-321.
- Someshwar, A.V., 1996: Wood and combination wood-fired boiler ash characterization. *J. Env. Qual.* 25(5): 962-972.
- Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M.; Skovsgaard, J.P. (eds) 1996: Growth Trends in European Forests. European Forest Institute Research Report No.5. Berlin, Heidelberg, Springer. 372 S.
- SR 814.81: Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV) vom 18. Mai 2005 (Stand am 1. Februar 2009)
- SR 814.600: Technische Verordnung über Abfälle (TVA) vom 10. Dezember 1990 (Stand am 1. Januar 2009).
- SR 921'0: Bundesgesetz über den Wald (Waldgesetz, WaG) vom 4. Oktober 1991 (Stand am 1. Januar 2008).
- Staples, T.E., Van Rees, K.C.J., 2001: Wood/sludge ash effects on white spruce seedling growth. *Can. J. Soil Sci.* 81(1): 85-92.
- Steenari, B.-M., Karlsson, L.G., Lindqvist, O., 1999: Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. *Biomass Bioenergy* 16: 119-136.
- Steenari, B.-M., Lindqvist, O., 1997: Stabilisation of biofuel ashes for recycling to forest soil. *Biomass Bioenergy* 13(1/2): 39-50.
- Steenari, B.-M., Marsic, N., Karlsson, L.G., Tomsic, A., Lindqvist, O., 1998: Long-term leaching of stabilized wood ash. *Scand. J. For. Res. Suppl.* 2: 3-16.
- Stefan, K. und Fürst, A., 1998: Indication of S und N Inputs by Means of Needle Analyses Based on the Austrian Bio-Indicator Grid. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien. in: *Environmental Science and Pollution Research, International* (Hrsg.), Description and Evaluation of Stress to Mountain Forest Ecosystems: Results of Long-Term Field Experiments. Special Issue No. 1: S. 63 - 69.
- Stüber, V., Meiwes, K. J., Mindrup, M., 2008: Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus der Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. *FORST UND HOLZ, Jahrgang 63, Heft 11: S. 28 - 33.*
- Swiergosz, R., Zakrzewska, M., Sawicka-Kapusta, K., Bacia, K., Janowska, I., 1998: Accumulation of cadmium in and its effect on bank vole tissues after chronic exposure. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 41: 130-136.
- Taylor, A.F.S., Finlay, R.D., 2003: Effects of liming and ash application on below ground ectomycorrhizal community structure in two Norway spruce forests. *Water, Air Soil Poll. Focus* 3: 63-76.
- Thek, G., Obernberger, I., 2001: Produktionskosten von Holzpellets gegliedert nach Prozessschritten und unter Berücksichtigung österreichischer Randbedingungen. In: *Tagungsband zum 2. Europäischen Expertenforum Holzpellets, November 2001, Salzburg, Umbra GmbH (Hrsg.), St. Pölten: S. 33 – 40.*
- Thimonier A., Graf Pannatier E., Schmitt M., Waldner P., Walthert L., Schleppei P., Dobbertin M., Kräuchi N., 2010: Does exceeding the critical loads for nitrogen alter nitrate leaching, the nutrient status of trees and their crown condition at Swiss Long-term Forest Ecosystem Research (LWF) sites? *Eur. J. For. Res.* (in press)
- Thomas, P.A., Wein, R.W., 1990: Jack pine establishment on ash from wood and organic soil. *Can. J. For. Res.* 20: 1926-1932.
- Thomas, P.A., Wein, R.W., 1994: Amelioration of wood ash toxicity and jack pine establishment. *Can. J. For. Res.* 24: 748-755.

- Timmermans, K.R., Spijkerman, E., Tonkes, M., Govers, H., 1992: Cadmium and zinc uptake by 2 species of aquatic invertebrate predators from dietary and aqueous sources. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 655-662.
- Tulonen, T., Arvola, L., Ollila, S., 2002: Limnological effects of wood ash application to the sub-catchments of boreal, humic lakes. *J. Env. Qual.*, 31(3): 946-953.
- Ulery, A.L., Graham, R.C., Amrhein, C., 1993: Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Sci.* 156: 358-364.
- Ulrich, B., Pankrath, J. (Eds.), 1983: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidel Publ. Comp., Dordrecht. 389 pp.
- Unger, Y.L., Fernandez, I.J., 1990: The short-term effects of wood-ash amendment on forest soils. *Water Air Soil Pollut.* 49: 299-314.
- v. Wilpert, K. 2002: Eckpunkte und wissenschaftliche Begründung eines Holzasche-Kreislaufkonzepts. In: Holzasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept. FVA-Kolloquium, in Freiburg vom 5. bis 6. März 2002, Berichte, Freiburger Forstliche Forschung Heft 43: 17-27
- v. Wilpert, K. 2008: Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffhaushaltes von Waldökosystemen am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. Freiburg: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Band 40: 237 S.
- v. Wilpert, K. 2009: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Bodenkunde und Umwelt, Freiburg im Breisgau. (Mündliche Mitteilung)
- Väätäinen, K. 2007: Spreading of granulated wood ash – spreading uniformity trial. Joensuu. Finnish Forest Research Institute, 5 EURES (EIE/04/086/S07.38582) Project Report 25. 9 p.
- Väätäinen, K., Sikanen, L., Asikainen, A., Tuseli, J., 2003: Logistics of Ash Recycling in Boreal Conditions. University of Joensuu, Faculty of Forestry, Finland. in: Raw Material Utilization, Proceedings. Arbetsrapport Fran Skogforsk Nr. 537. (Hrsg.). 2nd Forest Engineering Conference, Växjö, Schweden: S 78-89.
- Vance, E.D, 1996: Land application of wood-fired and combination boiler ashes: An overview. *J. Env. Qual.* 25(5): 937-944.
- Vock, W., 2003: Entsorgung von Asche aus Grossfeuerungen für naturbelassenes Holz. Schlussbericht. BUWAL, Forstdirektion. Maschwanden: 41 S. + Anhänge.
- Wallander, H., Mahmood, S., Hagerberg, D., Johansson, L., Pallon, J., 2003: Elemental composition of ectomycorrhizal mycelia identified by PCR-RFLP analysis and grown in contact with apatite or wood ash in forest soil. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 44(1): 57-65.
- Weber, A., Karsisto, M., Leppänen, R., Sundman, V. Skujins, J., 1985: Microbial activities in a Histosol: effects of wood ash and NPK fertilizers. *Soil Biol. Biochem.* 17: 291-296.
- Werkelin, J., Skrifvars, B.-J., Hupa, M., 2005: Ash-forming elements in four Scandinavian wood species. Part 1: summer harvest. *Biomass Bioenergy* 29: 451-466.
- Wilhoit, J.H., Qingyue, L., 1996: Spreader performance evaluation for forest land application of wood and fly ash. *J. Environ. Qual.* 25: 945-950.
- Williams, T.M., Hollis, C.A., Smith, B.R., 1996: Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. *J. Env. Qual.* 25(5): 955-961.
- Wittkopf, S. (2005). Bereitstellung von Hackgut zur thermischen Verwertung durch Forstbetriebe. Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. München DE, Technische Universität München. 189 S.
- Wolf, G., Scheunders, P., Selens, M., 1998: Evaluation of the swimming activity of *Daphnia magna* by image analysis after administration of sublethal cadmium concentrations. *Comp. Biochem. Physiol. Part A Mol. Integr. Physiol.*, 120A: 99-105.

- Wolff, B., Riek, W., 1996: Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 - 1993 (BZE). Band 1. Stand: 2007. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn: 214 S.
- Wunderli, S., Zennegg, M., Dolezal, I.S., Gujer, E., Moser, U., Wolfensberger, M., Hasler, P., Noger, D., Studer, C., Karlaganis, G., 2000: Determination of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzo-furans in solid residues from wood combustion by HRGC/HRMS. *Chemosphere* 40: 641-649.
- WVSG (2008): Rundholzpreise Stand Oktober 2008. Empfehlung der Waldwirtschaftsverbände St. Gallen / Fürstentum Liechtenstein, Thurgau, Schaffhausen, Glarus, Appenzell AR/AI. <http://www.waldsg.ch/index.php/holzhandel>
- Zhan, G., Erich, M.S., Ohno, T., 1996: Release of trace elements from wood ash by nitric acid. *Water Air a. Soil Poll.* 88: 297-311.
- Zimmermann, S., Frey, B., 2002: Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash. *Soil Biol. Biochem.*, 34(11): 1727-1737.
- Zingg, A., 1996: Diameter and Basal Area Increment in Permanent Growth and Yield Plots in Switzerland. In: Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M.; Skovsgaard, J.P. (eds) *Growth Trends in European Forests*. European Forest Institute Research Report No.5. Berlin, Heidelberg, Springer. 239-265.