



Bakkalaureatsarbeit

Waldökosysteme und Rückführung von Holzasche unter Berücksichtigung der ¹³⁷Cs-Belastung

Barbara Färber – 0540307

Mathias Neumayr – 0540451

Studienrichtung

Umwelt- und Bioressourcenmanagement

Interdisziplinäre Projektstudie Risiko

Universität für Bodenkultur

Department für Wald- und Bodenwissenschaften

Betreuer

Univ-Prof. DI Dr. Torsten W. Berger

März 2009

Die vorliegende Bakkalaureatsarbeit ist im Zuge der Lehrveranstaltung Interdisziplinäre Projektstudie, der Studienrichtung Umwelt- und Bioressourcenmanagement, an der Universität für Bodenkultur Wien entstanden und wurde von Herrn Univ-Prof. DI Dr. Torsten W. Berger betreut.

Zusammenfassung

In den letzten Jahren wird bei der Energiegewinnung verstärkt auf den Einsatz von erneuerbaren Energieträgern gesetzt. Der erhöhte Energiebedarf, Erkenntnisse zur globalen Erwärmung und das gestiegene Umweltbewusstsein der Bevölkerung fördern diesen Trend. Besonders hohes Potential wird dabei Biomasse zugesprochen. Durch die CO₂-Neutralität eignen sich Bäume und Pflanzen besonders gut zur Erzeugung „grüner Energie“. Durch den erhöhten Anfall von Holz- und Pflanzenaschen aus der Verbrennung von Biomasse werden neue Konzepte zur Verwertung und Entsorgung benötigt. Eine nahe liegende Lösung bietet hierbei die Rückführung von Aschen in auf land- und forstwirtschaftliche Flächen, um entnommene Nährstoffe wieder in den natürlichen Kreislauf einzubringen. Diese Art der Verwertung kann aber zu erheblichen Problemen führen. In den Aschen angereicherte Schadstoffe können zu einer neuerlichen Kontamination des Ökosystems führen.

Diese Arbeit betrachtet Aspekte, die bei der Rückführung von mit ¹³⁷Cs – einem radioaktiven Isotop, das durch Atombombenversuche und den Reaktorunfall von Tschernobyl in die Biosphäre gelangt ist – belasteten Holzaschen auftreten können.

Schlagerworte: Cäsium, Holzasche, Biomasse, Pflanzenasche, Düngung

Abstract

Due to increased power demand, the higher environmental awareness of society and updated knowledge of global warming renewable energies gained more and more importance during the last centuries. Based on the neutrality of carbon dioxide biomass is exceptionally suitable of producing “green energy”. But with the increased emerge of wood ashes new concepts of recycling and disposal are needed. The turnout of wood ashes on agriculture and forestry zones would be a good approach to return nutrients into the ecosystem. But there could arise several problems. Harmful substances enriched in the wood ashes could contaminate soils, plants and animals.

This thesis focuses on aspects on the turnout of wood ashes contaminated with ¹³⁷Cs – an radioactive isotope which mostly results out of atomic bomb tests and the Chernobyl disaster.

Keywords: caesium, wood ashes, biomass, plant ashes, manuring

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	6
2	Zielsetzung	7
3	Eintrag von ^{137}Cs in das Ökosystem	8
3.1	Der Reaktorunfall von Tschernobyl	8
3.2	Die ^{137}Cs -Belastung der Staatsfläche Österreichs	9
3.3	Transfer von ^{137}Cs in Böden	10
3.3.1	Transfer von ^{137}Cs in Waldböden	11
3.3.2	Transport von ^{137}Cs in Ackerböden	12
3.3.3	Transport von Radiocäsium vom Boden in die Pflanze	13
4	Thermische Nutzung fester Biomasse	14
4.1	Aschefractionen bei der Verbrennung fester Biomasse	14
4.1.1	Grobasche- Rostasche	14
4.1.2	Flugasche- Zyklonasche	14
4.1.3	Feinstflugasche- Filterasche	15
4.2	Nutzung fester Biomasse in Österreich	15
4.3	Verwertungsmöglichkeiten von Holzasche	15
4.4	Rückführung von Asche in Ökosysteme	16
4.5	^{137}Cs in Holzasche	17
5	Schlußfolgerung	18

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Computersimulation der Strahlenwolken.	9
Abb. 2:	Bodenbelastung durch ^{137}Cs , Stand Mai 1996.	10
Abb. 3:	^{137}Cs -Kreislauf in Waldökosystemen.	12
Abb. 4:	^{137}Cs -Gehalt untersuchter Rost- und Flugaschen.	17

1 Einleitung

Die Energiegewinnung aus fester Biomasse gewinnt in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung. Besonders durch Diskussionen über globale Erwärmung, Klimawandel und CO₂-Neutralität von Brennstoffen wird Biomasse als Energieträger forciert (VON WILPERT 2002).

Mit der steigenden Anzahl an Biomasseheizkraftwerken wird auch die Frage, was mit der anfallenden Holzasche geschehen soll, immer stärker präsent. Um den Grundsätzen des Abfallwirtschaftsgesetzes – welches die Abfallvermeidung und -verwertung der Abfallentsorgung vorzieht – gerecht zu werden müssen Möglichkeiten zur Nutzung von Holzaschen abseits der Deponierung gefunden werden.

Durch den hohen Anteil der basischen Elemente Calcium, Kalium und Magnesium – welche wichtige Pflanzennährstoffe sind – bietet sich die Nutzung von Holzaschen zur Düngung von land- und forstwirtschaftlichen Flächen an. Durch die Wiederausbringung werden dem Boden entnommene Nährstoffe wieder in den Kreislauf eingebracht (VON WILPERT 2002).

Abseits der für Pflanzen nützlichen Mineralstoffe reichern sich jedoch auch schädliche Substanzen in den Aschen an. Neben den bereits in zahlreichen wissenschaftlichen Arbeiten behandelten Schwermetallanteilen in Pflanzenaschen wurde in der letzten Zeit auch die Konzentration von Radionukliden als Thema immer präsenter.

Durch die Atombombenversuche Mitte des vorigen Jahrhunderts und den Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 wurden erhebliche Mengen des radioaktiven Isotops ¹³⁷Cs in die Biosphäre eingetragen. Böden und Pflanzen haben dieses Radionuklid aufgenommen, akkumuliert und gespeichert (DIEHL 2003).

Bei der Nutzung von Biomasse mit hoher ¹³⁷Cs-Konzentration besteht daher die Gefahr, dass das Radionuklid auch in den Aschen enthalten ist und bei einer Nutzung als Düngemittel wieder in konzentrierter Form in das Ökosystem rückgeführt wird.

2 Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit soll einen Einblick in das Thema ^{137}Cs in Holzaschen liefern. Es werden die Eigenschaften, der Eintrag sowie die Bedeutung des Radionuklids im Ökosystem Boden beschrieben. Ebenso wird die Relevanz von Radiocäsium bei Nutzung von Biomasse und der Rückführung der entstehenden Aschen in das Ökosystem behandelt.

Der Stand des Wissens wird dargestellt um auf mögliche Gefahren und Hindernisse in einem Holzasche-Kreislaufkonzept hinzuweisen.

Basis unserer Arbeit und Ergebnisse stellt bis zum jetzigen Zeitpunkt veröffentlichte Literatur dar.

3 Eintrag von ^{137}Cs in das Ökosystem

Die beiden radioaktiven Isotope – ^{134}Cs und ^{137}Cs – des Metalls Cäsium entstehen nur als künstliches Spaltprodukt bei der Atomspaltung und kommen ansonsten in der Natur nicht vor (DIEHL 2003).

Beim radioaktiven Zerfall von Cäsium-Atomen werden β - und γ -Strahlen freigesetzt, die meist eine schädliche Wirkung auf menschliche, tierische und pflanzliche Organismen haben (DIEHL 2003).

Beide Isotope wurden sowohl durch die Atombombenversuche ab 1951 als auch durch den Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 in die Atmosphäre eingetragen. Während ^{134}Cs mit einer Halbwertszeit von ca. 2 Jahren inzwischen eine sehr geringe Rolle spielt ist ^{137}Cs immer noch im Ökosystem vorhanden. Durch seine Halbwertszeit von knapp über 30 Jahren wird es nur sehr langsam abgebaut (DIEHL 2003).

3.1 Der Reaktorunfall von Tschernobyl

Am 26. April 1986 kam es im ukrainischen Kernkraftwerk Tschernobyl, ca. 100 km von der Hauptstadt Kiev entfernt, zur Explosion eines Reaktorblockes, welche auch für Österreich einige schwerwiegende Folgen mit sich brachte.

Im Rahmen eines Experimentes zum Test der Stromproduktion bei Ausfall des Kraftwerkes kam es zu einem technischen Gebrechen, welches eine kritische Kettenreaktion auslöste. Nach Explosion von Reaktorblock 4 wurden radioaktive Substanzen tagelang an die Umwelt abgegeben. Durch die sich ständig ändernden Wind- und Wetterverhältnisse verteilte sich die radioaktive Wolke zuerst über die Ukraine und Russland, im Laufe der folgenden Tage auch über den Rest von Europa (GREENPEACE s.a., LENGENFELDER & FRENZEL 2006).

Die Computersimulation in Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Strahlenwolken nach dem Unfall am 26. April 1986 (links) und in den Tagen danach (rechts). Österreich war besonders stark vom Fallout aus der radioaktiven Wolke betroffen (LENGENFELDER & FRENZEL 2006).



Abb. 1: Computersimulation der Strahlenwolken.

QUELLE: LENGENFELDER & FRENZEL 2006

3.2 Die ^{137}Cs -Belastung der Staatsfläche Österreichs

Wie RAPPELSBERGER et al. (1996) in ihrer Studie zeigen, gehört Österreich mit einer durchschnittlichen Belastung von 21 kBq/m^2 zu den vom Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffenen Ländern. Aufgrund der nach dem Supergau herrschenden meteorologischen Verhältnisse lagen die Spitzenwerte des ^{137}Cs -Gehalts in einzelnen Gebieten bei über 150 kBq/m^2 .

Die Abbildung 2 zeigt die Messungen zur Kontamination der österreichischen Böden mit ^{137}Cs . Die Kartierungen wurden auf Basis von 2.115 Messpunkten erstellt, wobei 234 Werte grenznaher Gebiete der Nachbarstaaten übernommen wurden. Bei der Betrachtung der erstellten Karten ist zu berücksichtigen, dass Atombombendetonationen (Alamogordo, Hiroshima oder Nagasaki) die Böden bereits vorbelastet haben (RAPPELSBERGER et al. 1996).

Zu den besonders stark belasteten Flächen mit über 100 kBq/m^2 (kartiert in Rot und Purpur) zählen:

- Teile des Wald-, Mühl- und Hausruckviertels,
- die Gegend um Linz, die Welser Heide, Phyrngegend und Salzkammergut,
- die westlichen Niederen Tauern und die Hohen Tauern bis zu den Zillertaler Alpen.
- ein Gebiet von der Koralpe über Südkärnten bis nach Italien.

Bodenbelastung durch Cäsium-137 (Stand: 1. Mai 1996)

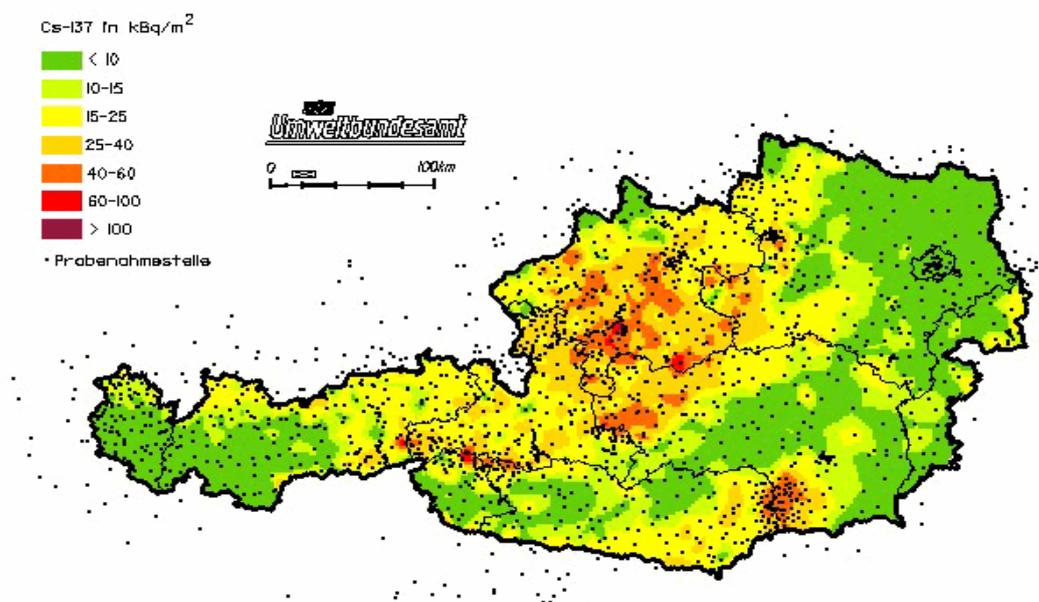


Abb. 2: Bodenbelastung durch ¹³⁷Cäsium, Stand Mai 1996.

QUELLE: RAPPELSBERGER et al. 1996

3.3 Transfer von ¹³⁷Cs in Böden

Werden Böden radioaktivem Fallout ausgesetzt setzt sich dieser zuerst an der Oberfläche fest. Regen- und Schmelzwasser transportieren die Radionuklide dann in tiefere Bodenschichten. Bei nasser Deposition dringen die deponierten Radionuklide meist nur wenige Zentimeter tief in den Boden vor (DIEHL 2003).

In unbearbeitetem Boden wandern diese Stoffe dann nur sehr langsam tiefer. Diese Verlagerung hängt von der Bodenbeschaffenheit, der chemischen Zusammensetzung der deponierten Nuklide aber auch von externen Klimaeinflüssen ab. Meist bewegt sich die Transportgeschwindigkeit in Bereich von wenigen Millimetern bis Zentimetern pro Jahr (DIEHL 2003).

Die geringe Tiefenwanderung von ¹³⁷Cs kann beispielsweise auf die starke Bindung von Cäsium an Tonminerale zurückgeführt werden. Wald- und Moorböden, die meist geringe Ton- und Mineralstoffanteile sowie niedrige pH-Werte aufweisen begünstigten jedoch die Aufnahme der Nuklide durch Pflanzen (DIEHL 2003).

3.3.1 Transfer von ^{137}Cs in Waldböden

Der Eintrag von Radionukliden erfolgt im Wald einerseits über Nassdeposition, wie beispielsweise Niederschlag und andererseits über Trockendeposition. Da die radioaktiven Nuklide an das Niederschlagswasser gebunden sind und somit leichter in den Boden eindringen können ist Nassdeposition wirkungsvoller (GERZABEK 2003).

Bäume fangen als erstes das mit Aerosolpartikel verbundene Radiocäsium durch die Krone ab. Die Aufnahme erfolgt primär über die Blattoberfläche (IAEA 2002). Dabei gelangen lösliche Anteile des Radionuklids durch aktive Transportmechanismen in die Pflanze (BAUMGARTNER et al. 2008).

Nach einer Kontamination finden im Ökosystem Wald zwei Prozesse statt. Einerseits ein schneller Selbst-Dekontaminations-Prozess der Baumkrone durch „throughfall“, bei dem nasse Blätter das überschüssige Wasser auf den Boden abwerfen und andererseits „litterfall“, bei dem Laub abgeworfen wird. Auf diese beiden Prozesse folgt die Aufnahme durch den Boden, bei der ^{137}Cs langfristig in das Bodenprofil eindringen kann (IAEA 2002).

Durch das im Waldboden vorherrschende inhomogene Bodenprofil, mit der aus rein organischen Bestandteilen bestehenden Zentimeter dicke Streuauflage, bleiben Radionuklide lange Zeit gebunden. Durch das Alter, das Bäume erreichen, werden Radionuklide ebenso sehr lange Zeit in der Biomasse gespeichert (BAUMGARTNER et al. 2008).

Die Stämme der Bäume sind in sehr hohem Maße mit ^{137}Cs angereichert. Der Stamm des Baumes agiert hier als wichtige Lagerstätte von ^{137}Cs . Jedoch kann es durch die geradlinige Verteilung zwischen den Ringen sein, dass das Radionuklid nicht dort verbleibt. Durch die hohe Mobilität von Radiocäsium wird es aber auch nach Austrag wieder schnell von den Bäumen verwertet (IAEA 2002).

Die Speicherung des ^{137}Cs ist in Nadelwäldern durch die große Gesamtfläche der Nadeln und ihre epicutuläre Wachsschicht besonders hoch (BAUMGARTNER et al. 2008).

Zudem hat sich gezeigt, dass ^{137}Cs im Wald in ein beinahe geschlossenes System eingegliedert werden kann. Denn die kontaminierten Pflanzenteile fallen erst Jahre nach dem Eintrag als Streufall zu Boden. Die Streuauflage gilt hier als Speichermedium für das Cäsium. Zusätzlich können Radionuklide ebenfalls von den Nadeln abgewaschen werden. Das führt zu wiederum zu einem neuerlichen Cäsiumeintrag in und auf dem Boden. Die Pflanze nimmt somit die Radionuklide wieder auf (BAUMGARTNER et al. 2008). Jahre nach der Kontamination befindet sich der Kreis-

lauf des Waldes in einem neuem Gleichgewicht, dem Scheingleichgewicht (IAEA 2002).

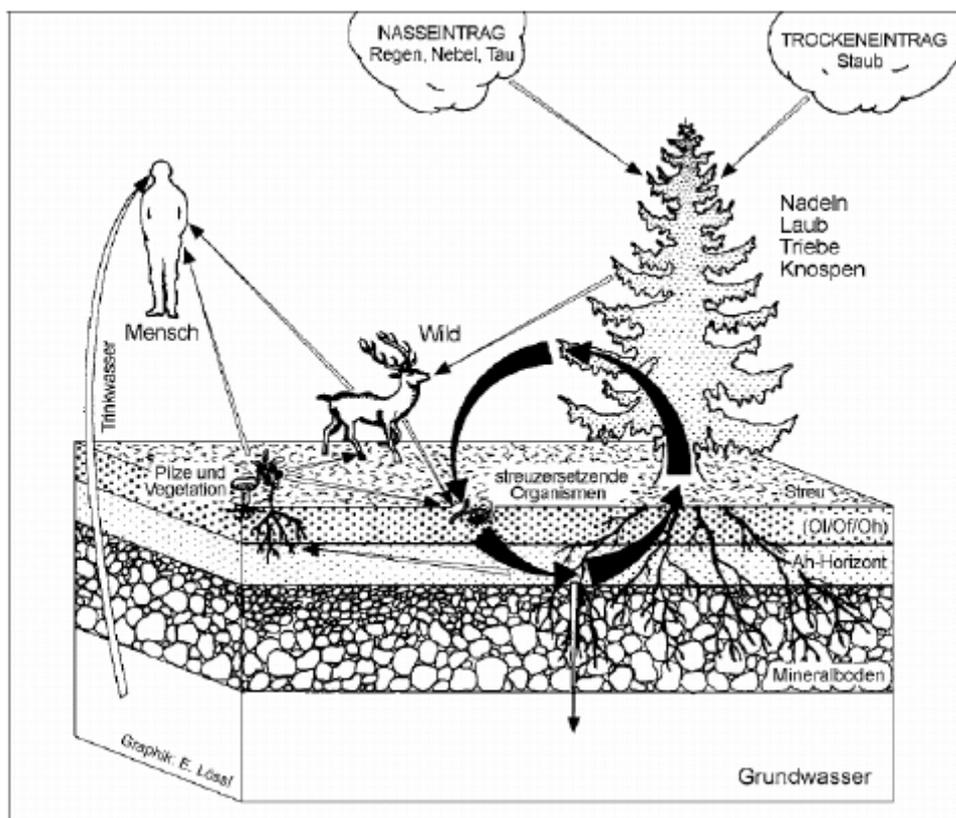


Abb. 3: ^{137}Cs -Kreislauf in Waldökosystemen.

QUELLE: STREBL et al. 2000.

3.3.2 Transport von ^{137}Cs in Ackerböden

Bodenproben an unbearbeitetem, humosem Sandboden aus Schleswig-Holstein im Jahr 1990 zeigen, dass sich das durch die Katastrophe von Tschernobyl abgelagerte ^{137}Cs sich zum großen Teil in der Tiefe von zehn Zentimeter befindet. Ein geringer Anteil ist in Tiefen von 20 cm vorgedrungen. (DIEHL 2003)

Bei landwirtschaftlich genutztem Boden kommt es jedoch durch die ständige Bodenbearbeitung schneller zu einer gleichmäßigen Verteilung der Schadstoffe. Innerhalb weniger Jahre verteilen die deponierten Radionuklide gleichmäßig in Tiefen von 20-30 cm. (DIEHL 2003)

3.3.3 Transport von Radiocäsium vom Boden in die Pflanze

Zahlreiche Faktoren beeinflussen die Aufnahme von Radiocäsium durch Pflanzen. Neben konkurrierenden Kationen, wie zB K^+ und NH_4^+ beeinflussen vor allem Bodentyp, pH-Wert, Bodenfeuchtigkeit oder Mikroorganismen die Aufnahme von ^{137}Cs durch die Pflanzenwurzeln. Ausschlaggebend für das Ausmaß der Aufnahme sind sowohl die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Nuklids bzw. des Moleküls in das das Nuklid eingebaut ist, sowie auch die morphologische Beschaffenheit der betroffenen Pflanzenoberfläche (DIEHL 2003, BAUMGARTNER et al. 2008).

Innerhalb der Pflanze erfolgt ein Transport von den Wurzeln in die restlichen Pflanzenteile. Dort wird das Radiocäsium unterschiedlich gespeichert. (DIEHL 2003)

4 Thermische Nutzung fester Biomasse

Als feste Biomassebrennstoffe werden biogene Brennmaterialien bezeichnet, die in der Zeit ihrer Nutzung in fester Form vorliegen. Im Gegensatz zu Windkraft und Photovoltaik stellen Biomassebrennstoffe eine chemisch gebundene Form von Sonnenenergie dar. Da Biomasse bereits gespeicherte Sonnenenergie ist, fällt bei dieser Energieform die Speichernotwendigkeit weg. Dies ist gegenüber anderen regenerativen Energieformen der hauptsächliche Vorteil von Biomasse (REBHAN 2002).

Unter Verbrennung versteht man eine chemische Verbindung (Oxidation) der brennbaren Bestandteile eines Brennstoffs mit Sauerstoff eines Oxidationsmittels z.B. Luft, mit gleichzeitiger Bildung und Freisetzung von Wärme (LAUNHARDT 2002). Dabei entstehen Abgase und Asche, letztere enthält die nicht brennbaren Mineralstoffe sowie feste Oxide von metallischen Brennstoffbestandteilen (KALTSCHMITT und HARTMANN 2001).

4.1 Aschefraktionen bei der Verbrennung fester Biomasse

Für die Unterscheidung der Aschefraktionen wird der Ort des Ascheanfalls herangezogen. Die verschiedenen Fraktionen weisen hinsichtlich ihrer Eigenschaften starke Unterschiede auf, die in Folge auf deren Verwertungs- und Beseitigungsmöglichkeiten Einfluss nehmen. (UMWELTBUNDESAMT 2005)

4.1.1 Grobasche- Rostasche

Als Grob- oder Rostasche wird jene Asche bezeichnet, die im Verbrennungsraum einer Feuerungsanlage anfällt beziehungsweise verbleibt. Dabei sind auch andere Feststoffe wie Sand oder Steine enthalten (NEURAUTER et al. 2004). Der Grobaschenanteil beträgt zwischen 60- 90% des Gesamtschenanteils (UMWELTBUNDESAMT 2005).

4.1.2 Flugasche- Zyklonasche

Feine Partikel, die im Abgasstrom mitgeführt werden, werden als Flugasche bezeichnet. Sie besteht hauptsächlich aus anorganischen Brennstoffbestandteilen. Die Flugasche, deren Anteil an der Gesamtsche zwischen 10- 35% ausmacht (UMWELTBUNDESAMT 2005) wird durch mechanische Abscheidung in Zyklonen herausgefiltert, fällt aber auch in der Wendekammer, im Wärmetauschbereich und in den Rauchgaskanälen an (NEURAUTER et al. 2004).

4.1.3 Feinstflugasche- Filterasche

Elektro- und Gewebefilter scheiden feinste Flugaschepartikel aus dem Abgasstrom ab. Diese Filter sind meist Multizyklonen nachgeschaltet. Werden keine Elektro- oder Gewebefilter verwendet, beziehungsweise keine Abgaskondensation durchgeführt, verbleibt die Feinstflugasche im Rauchgas (NEURAUTER et al. 2004). Die Fraktion hat einen Anteil von 2-10% an der Gesamtasche (UMWELTBUNDESAMT 2005).

4.2 Nutzung fester Biomasse in Österreich

Bei der Energiegewinnung aus Biomasse werden als Brennstoff hauptsächlich Rinde, Hackgut, Sägespäne und Stroh eingesetzt (UMWELTBUNDESAMT 2005).

Durch die immer stärkere Nutzung von Biomasse zur Erzeugung von Energie überlegt die Forstwirtschaft auf Ganzbaumernten zu setzen. Durch diese Ernte werden dem Wald jedoch mit jeder Nutzung wichtige Nährstoffe entzogen, da Nadeln, Blätter, Feinäste, Reisig und Rinde sehr hohe Konzentrationen an Nährstoffen aufweisen (ENGLISCH 2007).

Ebenso kommt es auch zu immer größeren Mengen anfallender Asche. Da das Abfallwirtschaftsgesetz die Grundsätze Abfallvermeidung, Abfallverwertung und erst danach die Entsorgung vorschreibt werden neue Möglichkeiten zur weiteren Verwertung und Verwendung der anfallenden Aschen benötigt. (UMWELTBUNDESAMT 2005).

4.3 Verwertungsmöglichkeiten von Holzasche

Prinzipiell ergeben sich folgende Rückführungsmöglichkeiten für Holzaschen:

- Ausbringung auf Acker- und Grünland
- Ausbringung auf Waldböden
- Zuschlagsstoff zu Kompostieranlagen

Grundsätzlich sollen nur Aschen aus der Verbrennung chemisch unbehandelter Biomasse – welche gesetzlich vorgeschriebene Grenzwerte für Schadstoffe nicht überschreiten – verwendet werden. Feinflugasche soll deshalb dem Kreislauf nicht mehr zugeführt werden, hier besteht die Möglichkeit, sie zu deponieren oder industriell zu verwerten (OBERNBERGER 1997).

Laut Kompostverordnung (BMLFUW 2001) dürfen pro Hektar Ackerland jährlich 1t Pflanzenasche, je Hektar Grünland 0,75t aufgebracht werden. Der Waldboden darf alle 30 Jahre mit 2t/ha oder alle 50 Jahre mit 3t/ha gedüngt werden.

Eine durchgehende Aufbringung von Asche über mehrere Jahre ist dennoch aufgrund des basischen pH-Werts der Asche nicht möglich (UMWELTBUNDESAMT 1998).

4.4 Rückführung von Asche in Ökosysteme

Aufgrund der hohen Nährstoffgehalte von Aschen ist eine Rückführung der Asche in Waldökosysteme möglich um die dort entnommenen Nährstoffe wieder einzubringen. Durch die Rückführung der Holzasche wird der Nährstoffmangel besser ausgeglichen als durch Kompensationskalke, in denen vor allem Kalium und Phosphor nicht ausreichend enthalten sind. (BLOCK 1993).

Versuche über die Wirkung von Holzaschen als Dünger auf Torfböden werden bereits seit Anfang des 20. Jahrhunderts durchgeführt. Versuchsanlagen in Finnland und Norwegen haben besonders gute Düngewirkung auf stickstoffarmen Böden aufgezeigt. Die mit Asche gedüngten Bäume waren zusätzlich auch weniger von Wachstumsstörungen betroffen (HOLZNER 1998).

Im Gegensatz dazu haben Versuche auf Mineralböden, die seit den 1980er-Jahren durchgeführt werden wesentlich geringere Düngewirkung gezeigt. Während der pH-Anstieg in Torfböden langanhaltend war, konnte er in Mineralböden nur in der Humusschicht nachgewiesen werden. In österreichischen Versuchen lässt sich auch auf aschegedüngten Waldflächen noch kein statistisch gesicherter Mehrzuwachs feststellen. Jedoch haben Baumvitalität und Bodenvegetation auf gedüngten Flächen stark zugenommen (HOLZNER 1998).

In Versuchen konnte auch die positive Düngewirkung von Aschen in der Landwirtschaft bewiesen werden. So wurde eine Wachstumssteigerung von Gerste bei niedrigem pH-Wert des Bodens, aber auch bei Mais und Luzerne festgestellt. Ebenso kann Holzasche laut afrikanischen Erfahrungen für Pflanzenschutz Zwecke verwendet werden. Bei Versuchen in Malawi zeigte Holzasche aus Küchenöfen dieselbe Wirkung wie konventionelles synthetisches Insektizid bei der Abwehr von Schadinsekten (HOLZNER 1998).

4.5 ^{137}Cs in Holzasche

Für Kompost und Klärschlamm, der auf Ackerland ausgebracht wird, gilt in der NÖ-Klärschlammverordnung ein Grenzwert von 7400 Bq/kg, der nicht überschritten werden darf. Obwohl laut einer Untersuchung des LANDES OBERÖSTERREICH (s.a.) die Aktivität von ^{137}Cs in Flugaschen höher als in Rostaschen ist, liegen, wie in Abbildung 4 ersichtlich, alle untersuchten Werte unter der EU-Freigrenze.

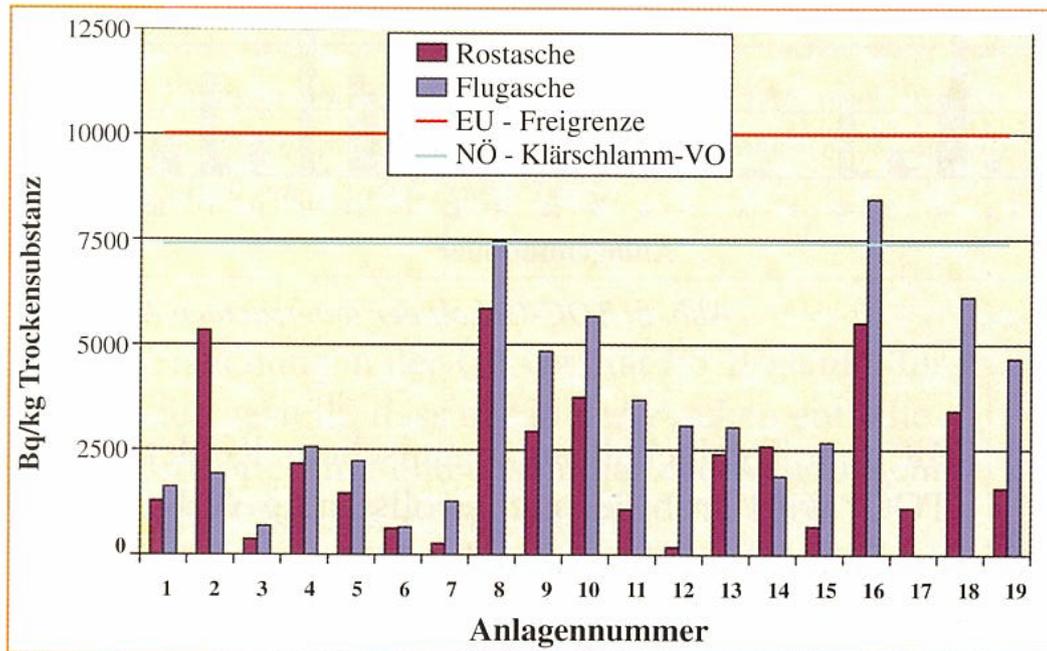


Abb. 4: ^{137}Cs -Gehalt untersuchter Rost- und Flugaschen.

QUELLE: LAND OBERÖSTERREICH s.a.

Für die Verwendung von Pflanzenaschen als Dünger muss man unbedingt beachten, dass nur Rostasche und ein Aschegemisch als Dünger auf Äcker und Wiesen ausgebracht werden sollen. Hält man diese Richtlinien ein und betrachtet hiezu noch die derzeitige Aktivitätssituation, ist eine rechtlich verbindliche Limitierung des ^{137}Cs -Gehalts nicht erforderlich (LAND OBERÖSTERREICH s.a.)

Laut einem Laborversuch von OHNO und HESS (1994) ist die Ausbringung von Holzasche in der Menge von 3 g pro kg Erde unbedenklich, da sie den ^{137}Cs -Gehalt des Bodens nicht signifikant beeinflusst.

5 Schlußfolgerung

Bei der Diskussion um die Verwendung von Holzasche als Dünger und den damit zu beachtenden Aspekten wird bisher größtenteils nur auf die Schwermetallbelastung der Holzaschen Rücksicht genommen. Auch wenn sich in den letzten Jahren immer mehr Forschungsarbeiten mit den Auswirkungen von ^{137}Cs in Aschen beschäftigen ist über die Wirkung von mit ^{137}Cs belasteten Holzaschen noch wenig Material verfügbar.

Durch den steigenden Bedarf an Bioenergie und der daraus folgenden Zunahme an Biomasseheizkraftwerken wird jedoch immer öfter auch die Verwendung des gesamten Baumes zur Energiegewinnung in Betracht gezogen. Diese Nutzungsart stellt einen massiven Nährstoffentzug aus dem Ökosystem Wald dar (BRAUN et al. 2009). Die Rückführung der bei der Verbrennung anfallenden Holzaschen bietet sich daher als Möglichkeit zur Düngung des Waldbodens an (BLOCK 1993).

Eine Untersuchung des LANDES OBERÖSTERREICH (s.a.) zeigt, dass die ^{137}Cs -Aktivität aller untersuchten Aschen unter der EU-Freigrenze liegt. Dem zufolge könnte Holzasche – wenn nur der Aspekt der Cäsiumbelastung betrachtet wird – ohne Bedenken als Dünger für Waldböden und landwirtschaftlich genutzte Flächen verwendet werden.

Im Zuge eines Projektes von BAUMGARTNER et al. (2008) – in dem Fichtennadeln auf Cäsiumgehalte untersucht wurden – wurden Ergebnisse von MCGEE et al. (2002) bestätigt, dass sich die höchsten ^{137}Cs -Aktivitätstkonzentrationen in Nadeln und Zweigen der Fichten befinden. Daraus schließt SEIDEL (2009), dass es zu erhöhten ^{137}Cs -Aktivitätstkonzentrationen in den Aschen kommen kann, sollte der ganze Baum zur Energiegewinnung genutzt werden.

Wird nun Asche mit erhöhten ^{137}Cs -Werten wieder in ein geschlossenes Waldökosystem rückgeführt, kommt es zum erneuten Eintrag von Radiocäsium – sozusagen einem „ ^{137}Cs -Recycling“. Dabei ist die nun damit verbundene erneute Kontamination von Waldprodukten – wie zB Früchte, Pilze oder Wildbret – bedenklich (SEIDEL 2009).

Diese Ergebnisse zeigen auf, dass der ^{137}Cs -Belastung von Holzaschen bisher – trotz bereits erfolgter Forschung – zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt wurde.

Werden neue Arten der Nutzung, wie die Ganzbaumernte, in Betracht gezogen treten bisher nicht beachtete Probleme auf. Soll Holzasche aus Ganzbaumnutzung in größerem Maße als Dünger für Waldböden eingesetzt werden, muss sich die

Forschung verstärkt dem Aspekt der ^{137}Cs -Belastung widmen. Aus diesem Grund herrscht in diesem Bereich in den nächsten Jahren erhöhter Forschungsbedarf (SEIDEL 2009).

Denn auch wenn die bisher gemessenen Belastungswerte unter den festgelegten Grenzwerten liegen ist ^{137}Cs durch seine Halbwertszeit von über 30 Jahren sicherlich noch für lange Zeit ein Thema.

Literaturverzeichnis

- BAUMGARTNER A., FÜRST A., GRUBER V., IDINGER J., KAINEDER H., MARINGER F.J., REISENBERGER J., SCHLÖGELHOFER TH., SEIDEL C., SPERKER S., WEILNER S. (PROJEKTTEAM) (2008):* Endbericht: Radioökologische Untersuchung Oberösterreichs unter Anwendung des Bioindikators Fichtennadeln, Universität für Bodenkultur Wien.
- BLOCK J. (1993):* Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngung. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- BMLFUW (2001):* 292. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung), Wien.
Online: www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/landwirtschaft/Duengereinsatz/Kompostverordnung.pdf
[abgerufen am 30.03.09]
- BRAUN S., BELYAZID S., FLÜCKIGER, W. (2009):* Biomassennutzung und Nährstoffentzug – Aspekte einer nachhaltigen Waldnutzung, Zürcher Wald, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch.
- DIEHL J. F.. (2003):* Radioaktivität in Lebensmitteln. WILEY-VHC Verlag, Weinheim.
- ENGLISCH M. (2007):* Ökologische Grenzen der Biomassennutzung in Wäldern. BFW-Praxisinformation 13, p. 8-10.
- GERZABEK M. H. (2003):* Radionuklide in terrestrischen Ökosystemen, Vorlesungsskriptum, Wien.
- GREENPEACE (s.a.):* Wie kam es zum Supergau?
Online: <http://www.greenpeace.at/tschernobyl.html>
[abgerufen am 29.03.09]
- HOLZNER, H. (1998):* Die Verwendung von Holzaschen aus Biomassefeuerungen zur Düngung von Acker- und Grünland. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien.
- IAEA – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (2002):* Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems, Wien [unveröffentlicht].
- KALTSCHMITT M. und HARTMANN H. (2001):* Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. (Hrsg.): Martin Kaltschmitt und Hans Hartmann, Springer-Verlag, Berlin.
- LAND OBERÖSTERREICH (s.a.):* Untersuchung von Aschen und Holzheizanlagen – Qualität und Voraussetzungen für die Verwendung als „Dünger“, Linz.

- LENGFELDER E., FRENZEL C. (2006):* Eine düstere Prognose; In: Münchner Stadtgespräche, Heft 40/41. München.
Online: <http://umweltinstitut.org/radioaktivitat/20-jahre-tschernobyl/eine-dustere-prognose---die-gesundheitlichen-folgen-des-gaus-60.html>
[abgerufen am 18.03.09]
- LAUNHARDT T. (2002):* Umweltrelevante Einflüsse bei der thermischen Nutzung fester Biomasse in Kleinanlagen. Schadstoffemissionen, Aschequalität und Wirkungsgrad. Dissertation, Technische Universität München.
- MCGEE E. J., SYNNOTT H. J., JOHANSON K. J., FAWARIS B. H., NIELSEN S. P., HORRILL A. D., KENNEDY V. H., BARBAYIANNIS N., VERESOGLOU D. S., DAWSON D. E., COLGAN P. A., MCGARRY A. T. (2000):* Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 48, p. 59-78.
- NEURAUTER R., MÖLGG M., REINALTER M. (2004):* Asche aus Biomassefeuerungsanlagen – Leitfaden. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz / Referat Abfallwirtschaft.
- OBERNBERGER I. (1997):* Aschen aus Biomassefeuerungen – Zusammensetzung und Verwertung. Institut für Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz. In: VDI Bericht 1319, p. 199-222, 'Thermische Biomassenutzung – Technik und Realisierung'. VDI Verlag GmbH, Düsseldorf.
- OHNO T., HESS C.T. (1994):* Levels of ¹³⁷Cs and K-40 in wood ash-amended soils. *Science of the Total Environment*. 152(2), p. 119-123.
- RAPPELSBERGER U., BOSSEW P., HENRICH E. (1996):* Die Modellierung der radioaktiven Belastung der Böden Österreichs. In: Dollinger, F. und Strobl, J. (1996): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung VIII*, Salzburger Geographische Materialien, Heft 24. Selbstverlag des Instituts für Geographie der Universität Salzburg.
Online: <http://www.sbg.ac.at/geo/agit/papers96/rappel.htm>
[abgerufen am 15.03.09]
- REBHAN E. (2002):* Energiehandbuch – Gewinnung, Wandlung und Energie. (Hrsg.): Eckhard Rebhan, Springer-Verlag, Berlin.
- SEIDEL C. (2009):* Schriftverkehr März 2009
- STREBL F., BOSSEW P., KIENZL K., HIESEL E. (2000):* Radionuklide in Wald-ökosystemen. Umweltbundesamt Wien (Monographien, Band 59).
- UMWELTBUNDESAMT (1998):* Wechselwirkung zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre, Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005):* Abfallvermeidung und -verwertung: Aschen, Schlacken und Stäube in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- VON WILPERT K. (2002):* Eckpunkte und wissenschaftliche Begründung eines Holzasche-Kreislaufkonzepts. In: *Holzasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept*, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Band 43, 17-29, Freiburg.