

Die Verwendung von Holzaschen aus Biomassefeuerungen zur Düngung von Acker- und Grünland

Dissertation

vorgelegt von

Dipl.Ing. Heinrich Holzner

Diese Arbeit entstand im Zeitraum von März 1992 bis März 1999 am Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung an der Universität für Bodenkultur in Wien.

VORWORT

Die Erstellung dieser Arbeit wäre ohne die Hilfe und die zur Verfügung gestellten Informationen von verschiedenen Institutionen und Freunden nicht möglich gewesen.

Mein herzlicher Dank für die Unterstützung gilt im einzelnen:

Herrn o.Univ.Prof. DI Dr. Peter Ruckenbauer für die wissenschaftliche Betreuung und die Unterstützung des Institutes für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung bei der Durchführung der Gefäßversuche;

Herrn Univ.Doiz. DI Dr. Ingwald Obernberger für die Mithilfe bei der Planung und der Durchführung der Versuche, für die Organisation hinsichtlich der Beschaffung und Analysen der erforderlichen Aschen, für die Bereitstellung umfassender Literatur und die Motivation;

dem Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Außenstelle Graz, insbesondere Herrn Dr. Max Eisenhut (†), für die Hilfe bei der Bestimmung der Bodenformen;

der Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, im speziellen Herrn Dr. Karl Buchgraber für die Einschulung zur Pflanzenbestimmung im Grünland;

dem Versuchsreferat der Steirischen Landwirtschaftsschulen, insbesondere Herrn Prof. Ing. Anton Deutsch für die Bereitstellung des Probenahmegerätes für Gras;

der Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft, speziell meinen Vorgesetzten Dr. Heinz Kopetz, DI Erhard Czerwinka, Dr. Herbert Wilhelm und Ing. Diethelm Patter für die Möglichkeit, daß ich einen Großteil der Versuchsarbeiten im Rahmen der Dienstzeit erledigen konnte und für die kostengünstige Bereitstellung der Geräte und Werkzeuge;

Herrn DI Klaus Neppel, Bezirkskammer für Land- und Forstwirtschaft Graz, für die Hilfe bei der Suche nach der geeigneten Ackerlandversuchsfläche;

Herrn Friedrich Wiesner für die Bereitstellung der Ackerlandversuchsfläche und die Pflege der Kulturen;

Herrn Schoberer für die Hilfe bei der Auswahl und der Bereitstellung der Grünlandversuchsfläche;

Herrn DI Rainer Sigmund für die gewissenhafte Betreuung der Gefäßversuche;

den Arbeitskollegen DI Erhard Czerwinka, Dr. Karl Mayer, Ing. Josef Herka, Herrn Thimischl und Herrn Grabner sowie meinen Freunden Evanthia Vassi, Anton Arich und DI Klaus Steinwider für die tatkräftige Mithilfe bei der Anlage, Bonitur und Ernte der Versuche.

Zum Abschluß danke ich meinen Eltern, daß sie mir diese Dissertation durch die Finanzierung meines vorangegangenen Studium ermöglicht und mich immer wieder motiviert haben.

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	vi
Summary	viii
1 Einleitung	1
2 Nachhaltige Aschenverwertung in der Land- und Forstwirtschaft	4
2.1 Definition der Holzasche.....	5
2.2 Rechtliche Rahmenbedingungen.....	5
2.2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen und Richtlinien in Österreich.....	6
2.2.1.1 Bundesgesetze.....	6
2.2.1.2 Landesgesetze am Beispiel des Landes Steiermark	8
2.2.1.3 Allgemeine Richtlinien und Empfehlungen.....	10
2.2.2 Internationale Richtlinien	13
2.2.2.1 Normen der Europäischen Union.....	13
2.2.2.2 Dänemark.....	13
2.2.2.3 Deutschland	14
2.2.2.4 Schweiz.....	14
2.2.3 Zusammenfassung der Anforderungen nationaler und internationaler Richtlinien	14
2.3 Nutzen und Gefahren bei der Verwendung von Pflanzenaschen in der Land- und Forstwirtschaft	17
2.3.1 Erfahrungen mit dem Einsatz von Pflanzenaschen in der Landwirtschaft	24
2.3.2 Erfahrungen mit dem Einsatz von Pflanzenaschen im Forst	25
2.4 Verwertungsmöglichkeiten ausserhalb der Land- und Forstwirtschaft.....	28
3 Fragestellung	29
4 Die Durchführung der Versuche	30
4.1 Die Durchführung der Gefässversuche zur Feststellung der Ertragswirkung von Holzasche	30
4.1.1 Der Gefäßversuch 1993	30
4.1.1.1 Versuchsanlage, Material und Methoden	30
4.1.1.2 Ergebnisse	33
4.1.2 Der Gefäßversuch 1994	36
4.1.2.1 Versuchsanlage, Material und Methoden	36
4.1.2.2 Ergebnisse	39
4.1.3 Zusammenfassung der Ergebnisse der Gefäßversuche 1993 und 1994.....	41
4.2 Die Durchführung des Düngungsversuches mit Holzasche auf Grünland.....	43
4.2.1 Material und Methoden	43
4.2.1.1 Allgemeine Daten zur Versuchsfläche.....	43
4.2.1.2 Die Versuchsanlage, Zusammensetzung der verwendeten Handelsdünger und Aschen und Düngungsbemessung	45
4.2.1.3 Datenerhebung und Probenahmen vom Erntegut	50
4.2.1.4 Der Versuchskalender 1992 bis 1995 (Feldarbeiten).....	51
4.2.2 Ergebnisse.....	52

4.2.2.1	Erträge.....	52
4.2.2.2	Die Bestandeszusammensetzung	54
4.2.2.3	Ergebnisse der Bodenuntersuchungen nach der letzten Ernte	56
4.2.2.4	Ergebnisse der Pflanzenanalysen vom Erntegut des Jahres 1995	59
4.3	Die Durchführung des Düngungsversuches mit Holzasche auf Ackerland	62
4.3.1	Material und Methoden	62
4.3.1.1	Allgemeine Daten zur Versuchsfläche.....	62
4.3.1.2	Die Versuchsanlage, Zusammensetzung der verwendeten Handelsdünger und Asche, Bemessung der Düngergaben	65
4.3.1.3	Datenerhebung und Probenahmen vom Erntegut	68
4.3.1.4	Der Versuchskalender 1992 bis 1995 (Feldarbeiten).....	71
4.3.2	Ergebnisse.....	72
4.3.2.1	Erträge und Ertragskomponenten	72
4.3.2.2	Ergebnisse der Bodenuntersuchung nach der letzten Ernte	75
4.3.2.3	Ergebnisse der Pflanzenanalysen von 1992 bis 1995	78
5	Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen.....	82
5.1	Charakteristik der verwendeten Aschen: anorganische Inhaltsstoffe und Nährstoffverfügbarkeit.....	82
5.2	Pflanzenbauliche Auswirkungen der Aschendüngung (Erträge, Ertragskomponenten, Bestandeszusammensetzung).....	86
5.3	Auswirkung der Aschendüngung auf die Elementkonzentrationen in Pflanzen.....	88
5.4	Auswirkungen der Aschendüngung auf den Boden	92
5.5	Die Sachgerechte Anwendung von Aschen aus Biomassefeuerungen auf Acker- und Grünland.....	95
6	Literatur	102

ANHANG A: Verwendete Analysemethoden für Biomasseaschen und Handelsdünger

ANHANG B: Verwendete Analysemethoden für Bodenproben

ANHANG C: Verwendete Analysemethoden für Pflanzenproben

PAPER:

HOLZNER Heinrich, 1998: Ecological and economic evaluation of biomass utilization - the Austrian approach. Presentation within the International Biomass Ash Workshop at the Technical University Graz, October 1st - 2nd, 1998.

Published in: I.OBERNBERGER (ed.), 1998: Ashes and particulate emissions from biomass combustion. Formation, characterisation, evaluation, treatment. Series Thermal Biomass Utilization Volume 3. Institute of Chemical Engineering, Technical University Graz. DBV-Verlag für die Technische Universität Graz..

VERWENDETE ABKÜRZUNGEN

(innerhalb der Gruppen in alphabetischer Reihenfolge)

Maßeinheiten:

°C	Grad Celsius
a	Jahr
cm	Zentimeter
cm ³	Kubikzentimeter
g	Gramm
ha	Hektar
kg	Kilogramm
m	Meter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
mg	Milligramm
µg	Mikrogramm
mm	Millimeter
mS	Millisiemens
MW	Megawatt
ng	Nanogramm
ppm	parts per million = µg/g = mg/kg = g/t
t	Tonne

Abkürzungen in der Statistik:

+	statistischer Trend
*	statistisch signifikant
**	statistisch hoch signifikant
***	statistisch sicher
F	F-Wert; Testgröße für die Varianzanalyse
FG _{Fehler}	Freiheitsgrade für den Fehler
FG _{Reg}	Freiheitsgrade für die Regression
FG _V	Freiheitsgrade für den Faktor Versuchsglied
GD _{5%}	Grenzdifferenz bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit
MW	Mittelwert
n.s.	statistisch nicht signifikant
P	Irrtumswahrscheinlichkeit
r	Korrelationskoeffizient
r ²	Bestimmtheitsmaß

Chemische Formelzeichen und Abkürzungen:

Al	Aluminium
Al ₂ O ₃	Aluminiumoxid
AOX.....	Summe der organischen Halogenverbindungen als adsorbierte organisch gebundene Halogene
As	Arsen
B.....	Bor
Ca	Kalzium
CaHPO ₄ · 2H ₂ O....	Dikalziumhydrogenphosphat
CaO	Kalziumoxid, Branntkalk
Cd.....	Kadmium
Cl.....	Chlor
Co.....	Kobalt
CO ₂	Kohlendioxid
C _{org}	organisch gebundener Kohlenstoff
Cr	Chrom
Cu.....	Kupfer
Fe.....	Eisen
Fe ₂ O ₃	Eisen(III)oxid
H.....	Wasserstoff
HCl.....	Salzsäure
HClO ₄	Perchlorsäure
HF	Flußsäure
Hg.....	Quecksilber
HNO ₃	Salpetersäure
K.....	Kalium
K ₂ O	Kaliumoxid
KCl.....	Kaliumchlorid
Mg.....	Magnesium
MgO	Magnesiumoxid
MgSO ₄ · 7H ₂ O	Bittersalz
Mn.....	Mangan
Mo.....	Molybdän
N.....	Stickstoff
Na.....	Natrium
NH ₄	Ammonium
NH ₄ NO ₃	Ammonnitrat
Ni	Nickel
NO ₃	Nitrat

O.....	Sauerstoff
P	Phosphor
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid
PAK	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD	polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
S	Schwefel
Se	Selen
TE.....	2-, 3-, 7-, 8-Tetrachlordibenzodioxin-Toxizitätsäquivalent
Tl.....	Thallium
V.....	Vanadium
Zn	Zink

Sonstige Abkürzungen

el.LF	elektrische Leitfähigkeit
FS	Frischsubstanz
GA.....	Grobasche
Gew%	Gewichtsprozent
HP	Heizperiode
Ko.....	Kompost
KS	Klärschlamm
n.a.....	nicht angegeben
o.S.	organische Substanz
p.a.....	pro Jahr
TS.....	Trockensubstanz
Wassergeh.	Wassergehalt
Z-FA.....	Zyklonflugasche

ZUSAMMENFASSUNG

Mit der positiven Entwicklung von Biomassefernheizwerken in den letzten Jahren ist auch das Aschenaufkommen gestiegen. Diese Aschen enthalten wertvolle Pflanzennährstoffe, so daß ihre Verwendung als Sekundärrohstoff in der Landwirtschaft sinnvoll erscheint.

Die rechtlichen Rahmenbedingungen hinsichtlich dieser Verwendungsart waren und sind nicht zufriedenstellend. Aus diesem Grund wurden von 1992 bis 1995 umfangreiche Forschungsarbeiten über die Wirkung der Pflanzenaschen als Dünger durchgeführt.

Versuchsergebnisse aus Skandinavien zeigten, daß die Holzasche als Dünger im Wald auf Torfböden weitgehend positive Wirkungen hatte. Die Wirkung auf Acker- und Grünland war aber bis 1992 nicht bekannt.

Zur Feststellung der Wirkung von Holzasche auf Pflanzen und Böden wurden daher drei Versuche durchgeführt: je ein Feldversuch auf Acker- und Grünland von 1992 bis 1995 mit überhöhten Aschenmengen zur Simulation einer Aschenanwendung über einen Zeitraum von 20 bis 30 Jahren und ein Gefäßversuch zur Ermittlung der Nährstoffverfügbarkeit von 1993 bis 1994.

Die Ergebnisse des Gefäßversuches wiesen auf eine sehr gute Kaliumverfügbarkeit hin, die sogar leicht höher als jene aus Kaliumchlorid war. Der Phosphor war hingegen im Vergleich zu Dikalziumhydrogenphosphat nur zu ca. 9% verfügbar. Die Magnesiumverfügbarkeit aus der Holzasche lag im Vergleich zu Bittersalz bei 70 bis 75%. Die Ergebnisse für die gute Kalium- und die schlechte Phosphorverfügbarkeit wurden auch durch Eluatversuche und die Pflanzenanalysen der Feldversuche bestätigt.

Hinsichtlich der Ertragsbildung auf Acker- sowie auf Grünland waren die verwendeten Aschen im Vergleich zu den eingesetzten Handelsdüngern gleichwertig, im Ackerland zeigten die Aschenvarianten über die Jahre sogar einen leichten, statistisch allerdings nicht signifikanten Ertragsvorteil.

Durch die Aschendüngung konnten gegenüber der ungedüngten Kontrollvariante auf beiden Standorten vor allem die Gehalte an Kalium und Molybdän in den Pflanzen gehoben werden. Im Grünland war darüber hinaus durch die Aschendüngung gegenüber dem ungedüngten Versuchsglied ein Anstieg der Natriumkonzentration im Erntegut zu beobachten.

Meßbare Zunahmen im Boden waren auf beiden Standorten durch die Aschenanwendung für den pH-Wert und die Kalziumkonzentration festzustellen. Im Grünland wurden zudem die Gehalte an Bor, Mangan, Zink und Kadmium durch die Aschendüngung signifikant angehoben.

Berechnungen auf der Basis der Nährstoffgehalte von Rindenasche und dem Nährstoffbedarf der Pflanzen ergaben, daß für den viehlos wirtschaftenden Ackerbaubetrieb langfristig eine Aschemenge von 1.200 bis 1.300 kg/(ha·a) und für den Grünlandbetrieb bei einem Viehbestand von 1,4 GVE/ha eine Menge von 600 bis 850 kg/(ha·a) für die Nährstoffversorgung ausreichen.

Bei diesen Ausbringungsmengen ist für Kadmium eine Überbilanz gegeben, die eine regelmäßige Kontrolle der Aschen sowie des Bodens erfordert. Für Sägespäneaschen sind aufgrund der Verbrennungsart sogar so hohe Kadmiumgehalte zu erwarten, daß eine Verwendung in der Land- und Forstwirtschaft unter Umständen nicht möglich ist. Neuere Entwicklungen auf dem Gebiet der Verbrennungstechnologie (fraktionierte Schwermetallabscheidung) lassen auf eine wesentliche Verbesserung der Aschenqualität hoffen, so daß auch bei einer langfristigen ordnungsgemäßen Anwendung ökologische Schäden auszuschließen sind.

SUMMARY

The growing number of biomass combustion plants has led to an increase in the amounts of biomass ash produced over the past few years. These ashes show considerable concentrations of plant nutrients and should therefore be used as a secondary raw material on farmland.

The increasing ash amounts and insufficient legal regulations concerning biomass ashes were the reasons for the implementation of research projects dealing with the use of ashes as fertilizer from 1992 to 1995.

Experiments carried out in Scandinavia before 1992 showed positive results for peat soils in forests, but nothing was known about the use of wood ash on farmland.

The effects of wood ashes on plants and soils were investigated in three experiments: two field experiments, one on grassland and one on arable land, were carried out from 1992 to 1995 (with excessive ash amounts to simulate the "normal" use of ash over a period of 20 to 30 years); a pot experiment was performed from 1993 to 1994 to determine the nutrient availability of wood ashes.

The results of the pot experiment revealed an excellent availability of potassium, which was even slightly better than that from potassium chloride (KCl). On the other hand the effect of phosphorus from wood ash was only 9% compared to dicalcium hydrogen phosphate. The availability of magnesium from wood ash amounted to about 70 to 75% compared to Epsom salts. Leaching experiments and plant analyses obtained during the field experiments confirmed the results for potassium and phosphorus.

Fertilizing with wood ash showed the same effects on the yields of grassland and arable land as the use of mineral fertilizers. On arable land the ash-fertilized plots produced even slightly better yields (without statistical significance).

Ash fertilizing caused higher concentrations of potassium and molybdenum in the produced biomass compared to plants from unfertilized plots on both experimental areas. Additionally, the ash-fertilized plants on grassland displayed a higher sodium content.

A measurable increase in the pH value and calcium content was observed in the soils of both ash-fertilized plots. Furthermore, the use of ash as fertilizer significantly raised the concentrations of boron, manganese, zinc and cadmium on the grassland plot.

Calculations based on the nutrient concentrations of bark ash and the nutrient uptake by the plants have shown that ash amounts of 1,200 to 1,300 kg/(ha·a) are sufficient to ensure the nutrient supply for plants on arable land without livestock on a long-term basis. The

respective ash amounts for grassland with 1.4 livestock units per hectare range from 600 to 850 kg/(ha·a).

These ash amounts cause an overbalance of cadmium, which requires the ashes and ash-fertilized soils to be permanently controlled. Since the concentrations of cadmium in sawdust ashes are expected to be quite high due to the combustion technology used, these ashes can probably not be used as fertilizers. New developments in the field of combustion technology (fractionated separation of heavy metals) give hope that the ash quality can be significantly improved, thus enabling the long-term use of wood ash as fertilizer without causing ecological damage.

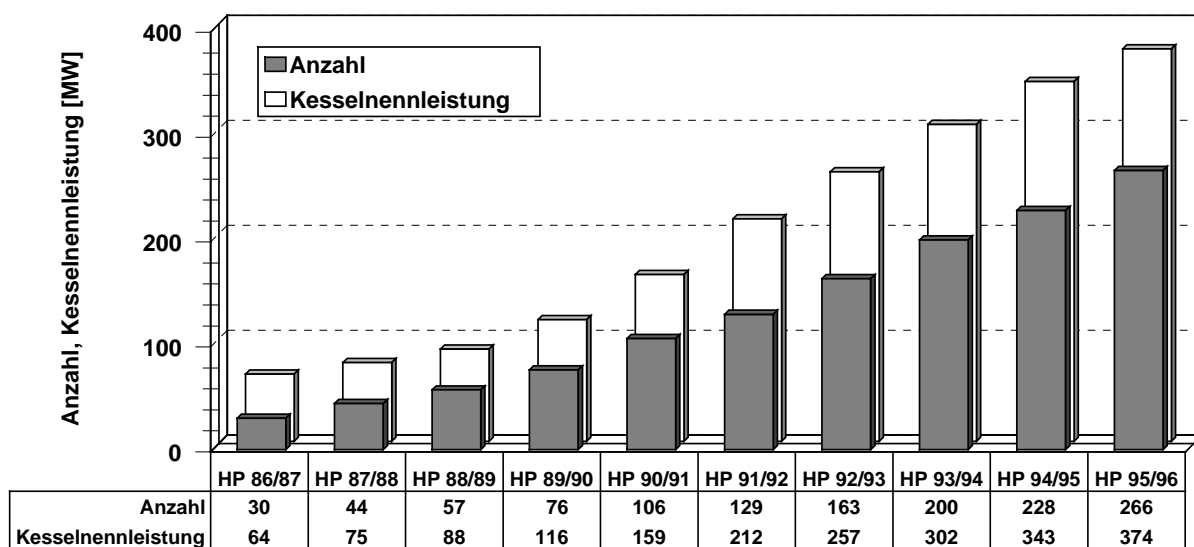
1 EINLEITUNG

Im Jahr 1988 ist im Rahmen der internationalen Konferenz in Toronto festgehalten worden, daß die weltweiten Änderungen in der Atmosphäre in der Folge die globale Sicherheit, die Weltwirtschaft und die natürliche Umgebung bedrohen. Die Bedrohung besteht in einer globalen Erwärmung durch „Treibhausgase“, in der Zerstörung der Ozonschicht und in der langfristigen Belastung durch toxische Stoffe und säurebildende Substanzen.

Als eine der Gegenmaßnahmen wird die Senkung des CO₂-Ausstoßes bis zum Jahr 2005 um 20% der Emission des Jahres 1988 gefordert. Die Industriestaaten - darunter auch Österreich - haben die Verantwortung, als Vorbilder in der Verwirklichung dieses Ziels aufzutreten [WORLD CONFERENCE ON THE CHANGING ATMOSPHERE, 1988].

Auf der Basis dieser Vereinbarung und der ihr zugrunde liegenden Erkenntnisse und nicht zuletzt auch wegen der zu erwartenden Verknappung fossiler Brennstoffe in den nächsten Jahrzehnten wird seit einigen Jahren der Bau von Biomasseverbrennungsanlagen stark gefördert. Die trifft nicht nur auf die Entwicklung von Kleinanlagen, sondern vor allem auf den Ausbau und in den letzten Jahren auch auf die verstärkte technologische Weiterentwicklung von Biomassefernheizwerken zu. Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der Biomassefernheizwerke in Österreich von 1989 bis 1995.

Abbildung 1: Entwicklung der österreichischen Biomassefernheizwerke nach Anzahl und Leistung
 [OBERNBERGER, 1997]
 Verwendete Abkürzungen: HP... Heizperiode.

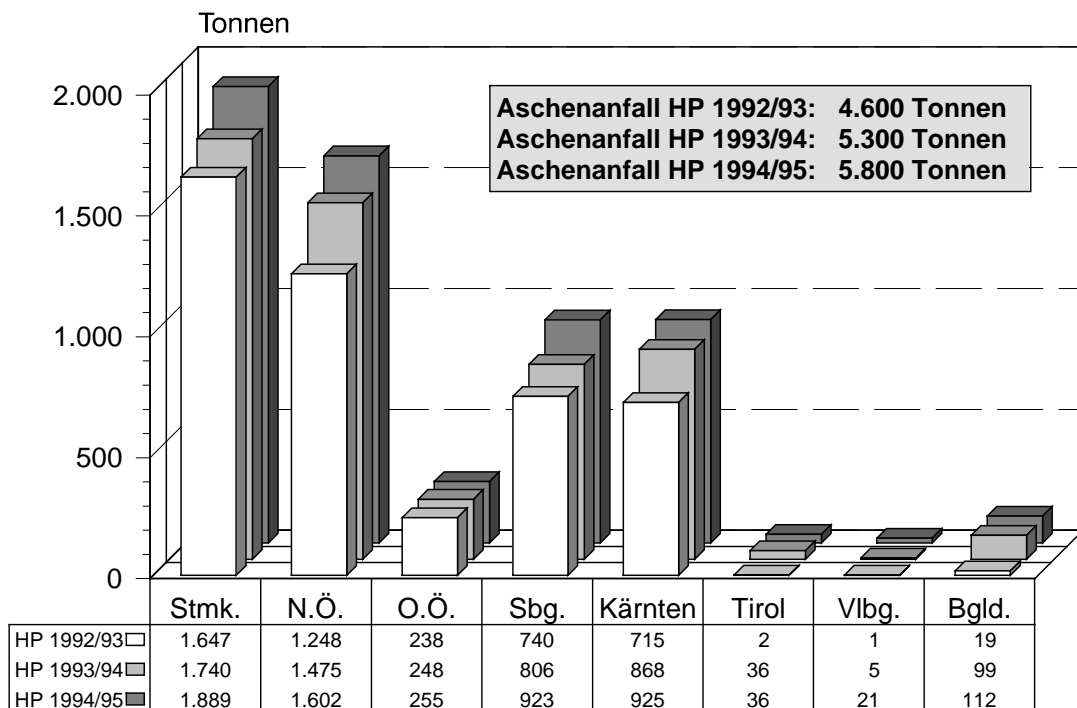


Österreich nimmt mit dieser Entwicklung zusammen mit Finnland und Schweden innerhalb der Europäischen Union eine Vorreiterrolle hinsichtlich des Einsatzes von Biomasse zur Energieerzeugung ein. Bis zum Jahr 2010 wird in Österreich ein Anteil der Biomasse am

Primärenergieeinsatz im Ausmaß von 175 PJ/a (gegenüber 103 PJ/a im Jahr 1994) erwartet [OBERNBERGER, 1997].

Entsprechend der positiven Entwicklung der Biomassefernheizwerke ist auch die Aschenmenge aus diesen Anlagen kontinuierlich gestiegen. Eine bundesländerweite Aufteilung der Aschenmengen mit der Entwicklung der Heizperioden 1992/93 bis 1994/95 zeigt Abbildung 2.

Abbildung 2: Aschenanfall der Biomassefernheizwerke in Österreich von 1992 bis 1995
 [RUCKENBAUER et al., 1996]
 Erläuterungen: HP....Heizperiode



In den Heizperioden 1993/94 und 1994/95 stieg der Gesamtaschenanfall der Biomasse - Heizwerke um durchschnittlich 12% pro Jahr und erreichte in der Heizperiode 1994/95 einen Wert von 5.800 t. In der Heizperiode 1995/96 betrug der Aschenanfall rund 6.500 t [OBERNBERGER, 1997].

Asche aus Brennholz, Waldhackgut, Sägenebenprodukten, Stroh und Ganzpflanzen in sortenreiner und nach der Ernte chemisch unbehandelter Form fällt nicht nur in Biomasseheizwerken, sondern auch in industriellen Hackgut- und Rindenfeuerungen, in modernen Kleinanlagen und vor allem in Haushalten an. Eine Übersicht über die Mengenverhältnisse gibt Tabelle 1.

Tabelle 1: Anfall an Asche aus chemisch unbehandelter Biomasse in Österreich
[RUCKENBAUER et al., 1996]

Erläuterungen: Durchschnittliche für die Berechnung verwendete Aschengehalte in Gew% d. TS der eingesetzten Brennstoffe: Rinde: 6,0; Weichholz: 0,8; Hartholz: 1,4.

Anlagenkategorie 1994	Aschenanfall Tonnen p.a.
Biomasse - Nahwärmanlagen	5.800
industrielle Holz- u. Rindenfeuerungen	8.000
moderne Hackgutfeuerungen - Kleinanlagen	4.900
Haushalte	49.300
gänzlich unbehandelte Biomasse - Summe	68.000

Durch die Verbrennung sortenreiner und chemisch unbehandelter Biomasse ergibt sich somit ein Aschenanfall von rund 68.000 t/a in Österreich. Bei einem gleichbleibenden Zuwachs an Biomassefernhewerkeren sowie modernen Hackgut- und Stückholzfeuerungen würde sich diese Aschenmenge in 10 Jahren auf 85.000 t/a erhöhen. Bei einer durchaus realistischen zusätzlichen Zuwachssteigerung um 5% pro Jahr würde sich in 10 Jahren ein Aschenanfall aus diesen Feuerungen von 104.000 t/a ergeben.

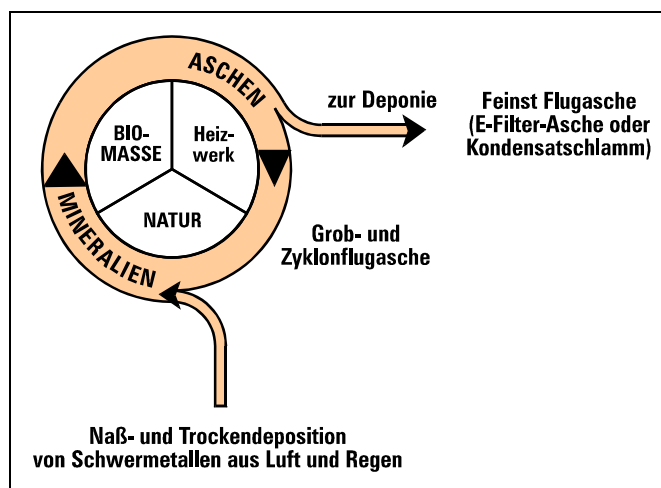
Die in den Aschen enthaltenen Nährstoffe stellen einen erheblichen Wert dar. Berechnet auf der Basis von handelsüblichen Reinnährstoffpreisen beträgt der Nährstoffwert für eine Tonne Asche zwischen ca. ATS 1.200,- und ATS 1.800,- [H.HOLZNER, 1998].

Somit ist schon allein aus wirtschaftlichen Gründen sowohl das Deponieren als auch eine unkontrollierte Verteilung der Aschen auf Agrarflächen nicht erwünscht, und es kommt einer nachhaltigen Verwertung der anfallenden Pflanzenaschen eine immer größere Bedeutung zu.

2 NACHHALTIGE ASCHENVERWERTUNG IN DER LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT

Die Nachhaltigkeit der Nutzung von Holzasche in der Land- und Forstwirtschaft besteht in erster Linie darin, Nährstoffkreisläufe so gut als möglich zu schließen. Dabei ist es sehr wichtig, daß sowohl die Zusammensetzung der Asche als auch die Ausbringungsmenge geeignet sind, Böden und Pflanzen positiv oder zumindest auf keinen Fall negativ zu beeinflussen. Sofern die technischen Möglichkeiten dazu bestehen, die durch die Umweltverschmutzung in die Umwelt eingetragenen Schadstoffe wieder auszuschleusen, sollten sie auf jeden Fall genutzt werden. Wie dieses Ziel im Zusammenhang mit der Verbrennung von Biomasse und der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung der Pflanzenasche verwirklicht werden kann, zeigt Abbildung 3.

Abbildung 3: Stabilisierung des Aschenkreislaufs durch Abzug eines schwermetallreichen Seitenstroms
[RUCKENBAUER et al., 1993]



Darüber hinaus ist bei der Ausbringung auf die Möglichkeiten der Logistik sowie auf regionale geographische und infrastrukturelle Gegebenheiten zu achten. Eine einigermaßen kostengünstige und umweltschonende Ausbringung erfordert kurze Wegstrecken und eine möglichst einfache Ausbringungstechnik, die bei hoher Schlagkraft eine ausreichende Verteilgenauigkeit gewährleistet.

Selbstverständlich ist bei der Ausbringung von Pflanzenaschen auf land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen darauf Bedacht zu nehmen, daß die bezug habenden Rechtsvorschriften sowohl hinsichtlich der Inhaltsstoffe als auch hinsichtlich der Ausbringungsmenge, -zeiträume und -technik eingehalten werden.

2.1 DEFINITION DER HOLZASCHE

Bereits die erste Forderung - die weitestgehende Schließung der Nährstoffkreisläufe - zeigt, daß eine Definition des Begriffes „Holzasche“ bzw. „Pflanzenasche“ notwendig ist, um eine eindeutige Abgrenzung gegenüber Aschen aus fossilen Brennstoffen oder der Altholzverbrennung zu erhalten:

Pflanzenasche aus Biomassefeuerungen ist die Bezeichnung für die bei der Verbrennung von nach der Ernte chemisch unbehandelter Biomasse (Rinde, Hackgut, Sägespäne, Ganzpflanzen, Stroh) zurückbleibenden Bestandteile [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996a].

Die in Biomassefernhelzwerken anfallende Asche setzt sich normalerweise aus drei unterschiedlichen Fraktionen zusammen:

Der Grob- oder Rostasche: Im Verbrennungsteil der Feuerungsanlage anfallender, überwiegend mineralischer Rückstand von Holz und holzartigen Festbrennstoffen. Diese Aschenfraktion ist meist mit in der Biomasse enthaltenen Verunreinigungen wie Sand, Erde und Steinen durchsetzt. Weiters sind, speziell beim Einsatz von Rinde als Brennstoff, häufig gesinterte Aschenteile und Schlackebrocken in der Grobasche enthalten.

Der Zyklonflugasche: Als feine Partikel in den Rauchgasen mitgeführte feste, überwiegend anorganische Brennstoffbestandteile, die als Stäube im Wendekammer- und Wärmetauscherbereich der Feuerung sowie in - dem Kessel nachgeschalteten - Fliehkraftabscheidern (Zyklonen) anfallen. Als Zyklonflugasche wird dabei immer eine dem tatsächlichen Anfall in einer Heizanlage entsprechende Mischung aus Wendekammer-, Wärmetauscher- und tatsächlich im Zyklon anfallender Flugasche bezeichnet.

Der Feinstflugasche: In (den Multizyklonen meist nachgeschalteten) Elektro- oder Gewebefiltern beziehungsweise als Kondensatschlamm in Rauchgaskondensationsanlagen anfallende Flugaschenfraktion. Bei Biomassefernhelzwerken ohne entsprechenden Apparaten zur Feinstflugaschenabscheidung verbleibt diese als Flugstaub im Rauchgas.

[RUCKENBAUER et al., 1996]

2.2 RECHTLICHE RAHMENBEDINGUNGEN

Mit dem Bau von Biomasseheizwerken und der damit verbundenen lokalen Konzentration der Energieproduktion ist gleichzeitig das Problem aufgetreten, daß auch die Holzasche in größeren Mengen zentral anfällt. Eine Entsorgung auf Deponien oder eine unkontrollierte Ausbringung auf land- oder forstwirtschaftliche Nutzflächen ist mit größeren Mengen weder wirt-

schaftlich noch ökologisch zu vertreten. Es stellt sich damit die Frage, wie die Verwendung von Holzasche auf Agrarflächen geregelt und rechtlich abgesichert werden kann.

Für die Ausbringung von Pflanzenaschen auf land- und forstwirtschaftliche Flächen gibt es weder in Österreich noch in anderen europäischen Staaten konkrete rechtliche Bestimmungen. Diese Art der Verwendung liegt somit in einem gesetzlichen „Graubereich“. Um dennoch die Ausbringung auf Agrarflächen zu ermöglichen, werden zur Zeit jene Gesetze und Verordnungen zur Beurteilung herangezogen, die bislang der Regelung anderer Sekundärrohstoffe gedient haben. Es ist aber eine dringliche Aufgabe, möglichst rasch gesetzliche Regelungen zu schaffen, um die rechtlichen Unsicherheiten in Zukunft zu vermeiden.

2.2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen und Richtlinien in Österreich

2.2.1.1 Bundesgesetze

2.2.1.1.1 Das Bundesabfallwirtschaftsgesetz

Grundsätzlich gelten für die Abfallwirtschaft die Grundsätze (gereiht nach der Priorität) Abfallvermeidung - Abfallverwertung - Abfallentsorgung (§ 1, Abs. 2).

Abfallvermeidung heißt in diesem Zusammenhang nicht nur, die Abfallmenge, sondern auch den Schadstoffgehalt möglichst gering zu halten. Die neueren technologischen Entwicklungen bei der Verbrennung der Biomasse (möglichst sauberer Ausbrand, fraktionierte Schwermetallabscheidung) kommen dieser Forderung weitestgehend entgegen.

Der zweite Grundsatz - die Abfallverwertung - kann mit Holzasche erfüllt werden, wenn auf der Basis anderer Gesetze ihre Verwendung in der Land- und Forstwirtschaft möglich ist. Nach dem Bundesabfallwirtschaftsgesetz gilt nämlich für eine Sache der Abfallbegriff nur so lange, bis sie einer zulässigen Verwendung oder Verwertung zugeführt wird (§ 2, Abs. 3). Diese Möglichkeit ist für Holzasche insofern grundsätzlich gegeben, als keine ihrer Fraktionen als gefährlicher Abfall (§ 2, Abs. 5 und Abs. 7) einzustufen ist. [REPUBLIK ÖSTERREICH, 1990 und 1991; ÖNORM S 2101].

2.2.1.1.2 Das Düngemittelgesetz und die Düngemittelverordnung

Das Düngemittelgesetz 1994 [REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994a] regelt das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln durch die Deklaration von Düngemitteltypen, durch Kennzeichnungs- und Verpackungsvorschriften sowie durch Vorschriften bezüglich der Probenahme und die Festlegung von Analyseverfahren und Grenzwerten.

Unter „Inverkehrbringen“ ist das Einführen, das Befördern, das Vorrätighalten zum Verkauf, das Feilhalten, das Verkaufen und jedes sonstige Überlassen im geschäftlichen Verkehr zu verstehen. Auch die Abgabe in Genossenschaften oder sonstigen Personenvereinigungen für deren Mitglieder gilt als Inverkehrbringen (§ 3).

Pflanzenasche ist als „Verbrennungsrückstand“ zwar vom Geltungsbereich des Düngemittelgesetzes ausgenommen (§ 4, Abs. 4), die in der Düngemittelverordnung [REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994 b] festgelegten Richtwerte können aber für ihre fachliche Beurteilung herangezogen werden.

Die Richtwerte für ein mineralisches Düngemittel mit einem Anteil von weniger als 20% organischer Substanz in der Trockensubstanz sind in Tabelle 3 angegeben.

Mit der Herausnahme der Pflanzenasche aus dem Geltungsbereich des Düngemittelgesetzes (DMG) ist es verboten, sie als „Düngemittel“, „Bodenhilfsstoff“, „Kultursubstrat“ oder „Pflanzenhilfsmittel“ zu in Verkehr zu bringen. Das ist aber nicht mit einem generellen Ausbringungsverbot gleichzusetzen. Die Entscheidung, ob und in welchem Ausmaß Pflanzenaschen auf land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht werden dürfen, wird durch die Herausnahme aus dem DMG nur auf andere Gesetze verschoben, und zwar auf Bundesebene in den Bereich des Forst- und des Wasserrechtsgesetzes und auf Landesebene in den Bereich der Landes-Abfallwirtschafts- und Bodenschutzgesetze.

2.2.1.1.3 Das Forstgesetz

Das Forstgesetz 1975 bezeichnet die Ablagerung von Abfall (wie Müll, Gerümpel, Klärschlamm) sowie eine unsachgemäße Düngung als Waldverwüstung (§ 16, Abs.2, lit. d) [BOBEK et al., 1995].

Pflanzenasche zum Zwecke der Entsorgung im Wald abzulagern ist damit ebenso unzulässig wie eine nicht bedarfsgerechte Verwendung als Dünger ohne Berücksichtigung der Eigenschaften des Standortes.

Laut Mitteilung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft bestehen sowohl aus forstfachlicher als auch aus rechtspolitischer Sicht gegen die Verwendung von Aschen aus Biomassefeuerungen zur sachgerechten Düngung im Wald aufgrund der bereits vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse keine Einwände, wenn es sich um Verbrennungsrückstände von nach der Ernte chemisch unbehandelter Biomasse handelt und die Aschenrückführung in kontrollierter Weise erfolgt [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1994]. Für die Ausbringung von Biomassenasche im Forst wurde daher im Auftrag des Bundesministers durch den Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, Fachgruppe Forst, eine Richtlinie zum sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen im Wald er-

arbeitet, die seit 1. Jänner 1997 bundesweit Geltung hat [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996a].

2.2.1.1.4 Das Wasserrechtsgesetz

Einer der wesentlichen Grundsätze des Wasserrechtsgesetzes besteht in der Reinhaltung der Gewässer. Dementsprechend unterliegen Einwirkungen auf Gewässer, die unmittelbar oder mittelbar deren Beschaffenheit beeinträchtigen, der wasserrechtlichen Bewilligungspflicht. Die ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung gilt bis zum Beweis des Gegenteils nicht als Beeinträchtigung (§ 32, Abs. 1).

Als ordnungsgemäß gilt die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung, wenn sie unter Einhaltung der bezughabenden Rechtsvorschriften in Berücksichtigung der Standortgegebenheiten, insbesondere betreffend Chemikalien, Pflanzenschutz- und Düngemittel, Klärschlamm, Bodenschutz und Waldbehandlung, sowie insbesondere wasserrechtlicher Anordnungen erfolgt (§ 32, Abs. 8) [OBERLEITNER, 1990].

Für die Ausbringung von Pflanzenaschen heißt dies, daß nicht nur andere Rechtsvorschriften einzuhalten sind, sondern daß neben dem Nähr- und Schadstoffgehalt der Asche und den Ansprüchen der zu düngenden Kultur auch die Standortgegebenheiten (Klima und Boden) bei der Bemessung der Ausbringungsmenge zu berücksichtigen sind. Im allgemeinen können dazu für Acker- und Grünland die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996b] sowie die „Regeln der guten fachlichen Praxis“ [REPUBLIK ÖSTERREICH, 1995] und für Forst die Broschüre „Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Wald“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996a] verwendet werden. In Einzelfällen ist es aber möglich, daß durch besondere wasserrechtliche Anordnungen zusätzliche Bedingungen einzuhalten sind.

2.2.1.2 **Landesgesetze am Beispiel des Landes Steiermark**

2.2.1.2.1 Das Abfallwirtschaftsgesetz des Landes Steiermark

Das Landesabfallwirtschaftsgesetz [STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1990] regelt die Vermeidung, Sammlung, Verwertung und Entsorgung von Abfällen, sofern nicht die Zuständigkeit des Bundes gegeben ist (§ 1, Abs. 1). Die Entsorgung von Abfällen aufgrund anderer landesgesetzlicher Vorschriften wird durch die Bestimmungen dieses Gesetzes nicht berührt (§ 1, Abs. 2).

Nach diesem Gesetz sind alle drei Aschenfraktionen (Grobasche - Zyklonflugasche - Feinstflugasche) als gewerblicher Abfall anzusehen (§ 2, Abs.2, Z 2). Nach § 6, Abs. 3, ist somit der

Verursacher für die Sammlung, Abfuhr, Verwertung und Entsorgung zuständig. Bei einem Jahresanfall von mehr als 1000 kg sind über Art und Menge sowie über die Art der Entsorgung Aufzeichnungen zu führen (§ 8, Abs. 2).

Abfälle, die einer sinnvollen stofflichen Verwertung zugeführt werden können, gelten als Altstoffe (§ 2, Abs. 7), deren Wiedereingliederung in natürliche Stoffkreisläufe vorrangiges Ziel der Abfallwirtschaft ist (§ 3, Abs. 1, Z 1). Diesem Ziel entspricht auch die Empfehlung der Steiermärkischen Landesregierung, „Holzasche“ (aus Haushalten) in Form der Einzelkompostierung oder der Biotonne zu entsorgen [AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1994].

Weiters schreiben die Abfallwirtschaftsgesetze eine getrennte Sammlung der Abfälle vor (§ 3, Abs. 2), wodurch Grobasche und Zyklonflugasche so lange nicht vermischt werden dürfen, als sie nicht vom Abfallbegriff befreit werden und als Sekundärrohstoff deklariert sind.

Wesentlich ist in diesem Zusammenhang bei der Definition des Begriffes Altstoff in den Abfallwirtschaftsgesetzen der einzelnen Länder, daß auch ein Altstoff bzw. Sekundärrohstoff so lange Abfall bleibt, bis er einer zulässigen Verwertung zugeführt werden kann und diese Verwertung auch durch entsprechende Richtlinien bzw. Gesetze legitimiert ist. Erst dann ist - wie schon im Bundesabfallwirtschaftsgesetz (Kapitel 2.2.1.1.1) festgehalten ist - eine Befreiung des jeweiligen Sekundärrohstoffes vom Abfallbegriff gegeben.

Da es für Holzasche noch keine entsprechenden Regelungen gibt, liegt ihre Verwendung im Bereich der Landwirtschaft genaugenommen im ungesetzlichen Bereich. Die Regelung dieser Verwendungsart in Anlehnung an die bestehenden Bodenschutzgesetze kann damit nur eine Übergangslösung bis zur Schaffung konkreter Rechtsgrundlagen sein.

2.2.1.2.2 Das Bodenschutzgesetz und die Klärschlammverordnung des Landes Steiermark

Das Bodenschutzgesetz 1987 [STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1987a] gilt für Acker- und Grünland, nicht aber für Forst (§1, Abs. 2). Es enthält neben allgemeinen Vorschriften zu Düngung (§ 4 - z.B. Bemessung der Düngung auf der Basis regelmäßig durchgeführter Bodenuntersuchungen) eine Ermächtigung zum Erlass einer Klärschlammverordnung (§ 12), die u.a. Grenzwerte für höchst zulässige Schadstoffgehalte im Klärschlamm und im Boden sowie jährlich zulässige Schadstofffrachten zu enthalten hat.

Die in der Klärschlammverordnung [STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1987b] enthaltenen Grenzwerte sind - bei strenger Betrachtung - nur für die Beurteilung von Klärschlamm (Tabelle 3) und für Böden, auf denen Klärschlamm ausgebracht werden soll (Tabelle 2), gültig. Da aber derzeit entsprechende Regelungen für Pflanzenaschen fehlen, werden auch diese anhand der Klärschlammverordnung bewertet.

Das Bodenschutzgesetz und die zugehörigen Verordnungen sind zur Zeit in Überarbeitung. In diesem Entwurf wird Pflanzenasche aus Biomassefeuerungen als die bei der Verbrennung von nach der Ernte chemisch unbehandelter Biomasse (Rinde, Hackgut, Sägespäne, Ganzpflanzen, Stroh) zurückbleibenden festen Bestandteile definiert. Feinstflugasche ist die in Elektro- oder Gewebefiltern bzw. als Kondensatschlamm in Rauchgaskondensationsanlagen anfallende Flugaschenfraktion. Die Aufbringung der Feinstflugasche bzw. Aschengemischen, die Feinstflugasche enthalten, wird verboten sein.

Detaillierte Regelungen hinsichtlich Untersuchungsparameter, zeitliche Abstände der Untersuchungen, Grenzwerte und Grenzfrachten, Bodenempfindlichkeit, Aufbringungsmenge und -technik sowie Aufzeichnungen und Abgabebestätigungen sollen im Zuge der Neufassung in einer eigenen Verordnung berücksichtigt werden [AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1996a].

2.2.1.3 Allgemeine Richtlinien und Empfehlungen

Neben den gesetzlichen Vorschriften gibt es noch diverse Richtlinien, die zwar keinen zwingenden Charakter im Ausmaß einer Rechtsnorm haben, die aber doch in der Rechtsauslegung (Erstellung von Gutachten) herangezogen und bei der Neuerstellung oder Erweiterung von Gesetzen berücksichtigt werden.

Die wichtigsten davon sind die Empfehlungen des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz und die ÖNORMEN.

2.2.1.3.1 Richtlinien für die sachgerechte Düngung

[BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996 b]

Die Bedeutung dieser Richtlinien ist vor allem im Zusammenhang mit dem Vollzug des Wasserrechtsgesetzes und der Bodenschutzgesetze gegeben.

Sie enthalten Anleitungen zur Ermittlung des Nährstoffbedarfs verschiedener Kulturen in Abhängigkeit von der Ertragslage (im Grünland auch von der Nutzungsart), den Bodenuntersuchungsergebnissen und von Bodendauereigenschaften (Gründigkeit, Bodenschwere, Grobanteil, Wasserverhältnisse, Kalkversorgung). Darüber hinaus sind Angaben zur Nährstoffrücklieferung aus Ernterückständen und Wirtschaftsdüngern enthalten, die zusammen mit dem Nährstoffbedarf eine Düngebilanzierung über einzelne Schläge ermöglichen.

Hinsichtlich der Ausbringung von Pflanzenaschen auf Acker- und Grünland sind diese Richtlinien insofern interessant, als auf der Basis der in ihnen enthaltenen Daten eine relativ exakte Bedarfsberechnung durchgeführt werden kann.

Beispiele für eine Pflanzenaschen-Bedarfsberechnung nach diesen Richtlinien sind in Kapitel 5.5 enthalten.

2.2.1.3.2 Die Regeln der guten fachlichen Praxis

[REPUBLIK ÖSTERREICH, 1995]

Diese Normen gelten als ökologische Mindestkriterien für die Gewährung von ausschließlich national finanzierten betrieblichen Förderungsmaßnahmen. Zur Zeit ist ihre Nichteinhaltung zwar nicht direkt mit Strafe bedroht - allenfalls ist damit ein Verlust eines Förderungsanspruches verbunden - sie haben aber im Zusammenhang mit dem Vollzug des Wasserrechtsgesetzes insofern einen normativen Charakter, als das Wasserrecht die ordnungsgemäße Bodennutzung in Abhängigkeit von „bezughabenden Rechtsvorschriften“ stellt. Darüber hinaus ist vorgesehen, daß diese Regeln der Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie dienen.

Die Regeln der guten fachlichen Praxis enthalten - im Gegensatz zu den Richtlinien für die sachgerechte Düngung - keine konkreten Angaben zur Bemessung der Düngung, sondern vielmehr Anleitungen zur Art der Anwendung.

Wesentlich erscheinen im Zusammenhang mit der Ausbringung von Pflanzenaschen auf Agrarflächen die Auflagen bei der Ausbringung auf stark geneigten Hangflächen (bei einer Hangneigung >20% darf eine Düngung nur bei Pflanzenbewuchs oder unmittelbar vor dem Anbau erfolgen) sowie das Düngungsverbot auf durchgefrorenen, wassergesättigten, überschwemmten oder mit geschlossener Schneedecke bedeckten Böden.

Weiters sind in der Nähe von Gewässern Mindestabstände in Abhängigkeit von der Sohlbreite einzuhalten sowie eine möglichst genaue Verteilung anzustreben.

2.2.1.3.3 Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Wald

Diese Richtlinie - sie wurde bereits im Zusammenhang mit dem Forstgesetz (Kapitel 2.2.1.1.3) erwähnt - enthält Informationen zu Mindestanforderungen hinsichtlich der Beschaffenheit der verwertbaren Pflanzenaschen (alle Aschenfraktionen mit Ausnahme der Feinstflugasche) und der Ausbringungsflächen, weiters hinsichtlich der Frachten, der Ausbringung, der Aufzeichnungspflichten sowie der Analysenmethoden.

Eine Übersicht über die Grenzwerte ist in Tabelle 3 enthalten. [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996a].

2.2.1.3.4 Anwendungsrichtlinie für Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft

[BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1998]

Die „Kompostrichtlinie“ ist hinsichtlich der Anwendung von Aschen aus Biomassefeuerungen in zweifacher Hinsicht von Interesse: Zum einen ist es nach dieser Richtlinie erlaubt, Pflanzenaschen als Zusatzstoff für die Kompostierung zu verwenden, zum anderen sind in ihr Grenzwerte für 2 verschiedene Kompost-Qualitätsklassen enthalten.

Die Qualitätsklasse I ist speziell für die Anwendung im Bio-Landbau und im Feldgemüsebau vorgesehen. Die Grenzwerte der Qualitätsklasse II gelten als Mindestanforderung für die Verwendung im Acker-, Wein- und Obstbau sowie im Grünland.

2.2.1.3.5 Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland

Im November 1997 wurde vom Plenum des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz die Richtlinie „Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland“ mit Gültigkeit ab 1.1.1998 beschlossen. Die Grenzwerte für Schwermetalle sind in dieser Empfehlungsgrundlage gleich wie in der Richtlinie „Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Wald“. Die mögliche Ausbringungsmenge und damit die Grenzfrachten sind im Acker- und Grünland allerdings wesentlich höher als im Forst. Um ein nicht kontrollierbares Ansteigen der Schwermetallwerte im Boden zu vermeiden, sind hier im Gegensatz zum Wald allerdings regelmäßige Bodenuntersuchungen vonnöten (spätestens nach Aufbringung von 15 t/ha Aschen-Trockenmasse) [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1997].

2.2.1.3.6 Normen des Österreichischen Normungsinstitutes (ÖNORMEN)

Die ÖNORM S 2101 (Katalog für gefährliche Abfälle) ist im Zusammenhang mit dem Bundesabfallwirtschaftsgesetz von Bedeutung. Pflanzenaschen sind in diesem Katalog nicht enthalten.

Im Fall des Deponierens von Pflanzenasche ist die ÖNORM S 2072 anzuwenden. Feinstflugasche, die weder für die Ausbringung im Forst (Kapitel 2.2.1.3.3) noch auf Acker- oder Grünland (Kapitel 2.2.1.2.2) geeignet ist, muß demnach einer Deponie der Eluatklasse III zugeführt werden [RUCKENBAUER et al., 1996].

Bodenrichtwerte für anorganische Schadelemente sind in der ÖNORM L 1075 und in der ÖNORM S 2200 enthalten (siehe auch Tabelle 3).

2.2.2 Internationale Richtlinien

Die Rechtsunsicherheit über die Ausbringung von Pflanzenaschen ist ein Problem, das nicht nur Österreich betrifft. Selbst aus den walddreichen nordeuropäischen Ländern, wo schon seit mehreren Jahren Forschung über Holzasche betrieben wird, sind konkrete Rechtsnormen nicht bekannt.

2.2.2.1 Normen der Europäischen Union

„Holzasche - von Holz, das nach dem Einschlag nicht chemisch behandelt wurde“ zählt nach der EU-Verordnung 2092/91 (zuletzt geändert durch die Verordnung (EWG) Nr. 2381/94) [KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1994] zu den ausnahmsweise zugelassenen Bodenverbesserern und Düngemitteln im biologischen Landbau. Inwieweit „Pflanzenaschen“, das heißt, auch Stroh- und Ganzpflanzenaschen, hier einzureihen sind, ist fraglich. Die Entscheidung darüber liegt auf nationaler Ebene. Genauere Anforderungen an die Beschaffenheit der Holzasche sind in dieser Richtlinie nicht enthalten.

Für eine allgemeine, das heißt auch konventionell wirtschaftende Landwirte betreffende Bewertung von Pflanzenaschen kann unter Umständen die Richtlinie des Rates 86/278/EWG [RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1986] herangezogen werden. Die Bedeutung dieser Richtlinie liegt darin, daß sie von allen Mitgliedsstaaten der Europäischen Union in nationales Recht umzusetzen ist (Artikel 16, Abs.1).

Sie enthält Schwermetallgrenzwerte für Böden und Klärschlämme (siehe Tabelle 2 und 3) sowie Schwermetallhöchstfrachten und Verfahrensvorschriften zu Probenahmen und Analyseverfahren.

2.2.2.2 Dänemark

Auch in Dänemark wird die Beurteilung von Pflanzenaschen anhand der nationalen Richtlinien für Klärschlamm vorgenommen [DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1995]. Die Schwermetallrichtwerte für Klärschlamm sind in Tabelle 3 und jene für den Boden in Tabelle 2 zusammengefaßt. Anfragen hinsichtlich der Aschenausbringung werden der Environmental Protection Agency vorgelegt, die schließlich über die Zulässigkeit entscheidet. Da bei den strengen dänischen Richtlinien Überschreitungen des Cd-Richtwertes nicht selten sind, werden auch Ausnahmen gemacht [E.ANDERS, 1996].

Wichtig ist in diesem Zusammenhang weiters, daß in Dänemark die gesamte pro Jahr ausgebrachte Menge an Phosphor (P) im dreijährigen Schnitt nicht mehr als 40 kg/ha betragen darf (das sind ca. 91 kg P₂O₅/ha). Ähnlich wie in Österreich wirkt damit nicht nur der Schwermetallgehalt, sondern - vor allem in Betrieben mit Wirtschaftsdüngeranfall - auch der Nährstoffgehalt der Pflanzenasche limitierend auf die Ausbringungsmenge. Ungeachtet dieser

Beschränkung darf nicht mehr als 10 t Gesamttrockenmasse pro ha und Jahr (berechnet auf einen 10-jährigen Durchschnitt) ausgebracht werden.

2.2.2.3 Deutschland

Für Pflanzenasche kann in Deutschland die Beurteilung anhand der Klärschlammverordnung erfolgen, die zur Umsetzung der EU-Richtlinie 86/278/EWG (Kapitel 2.2.2.1) im Jahr 1992 neu formuliert worden ist.

Beachtenswert sind hier das absolute Ausbringungsverbot auf Grünland sowie die Abstufungen der Grenzwerte für Kadmium und Zink im Klärschlamm in Abhängigkeit vom Tongehalt und vom pH-Wert der Böden (siehe Tabellen 2 und 3) [BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1992].

2.2.2.4 Schweiz

In der Schweiz sind „Dünger und diesen gleichgestellte Erzeugnisse“ im Rahmen der Stoffverordnung 1992 [SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1992] definiert. Pflanzenaschen sind in dieser Verordnung nicht genannt, die begriffliche Zuordnung nimmt das Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landwirtschaft in Liebefeld vor [R.BONJOUR et al., 1996].

Eine Einstufung von Pflanzenaschen hinsichtlich ihrer Schadstoffgehalte kann anhand der für Kompost und Klärschlamm vorhandenen Grenzwerte (siehe Tabelle 3) bzw. anhand der Bodengrenzwerte (siehe Tabelle 2) erfolgen.

2.2.3 Zusammenfassung der Anforderungen nationaler und internationaler Richtlinien

Die Tabellen 2 und 3 enthalten Grenzwerte für Schwermetalle in Böden und diversen Sekundärrohstoffen (Klärschlamm, Kompost, Aschen), wie sie in den verschiedenen nationalen und internationalen Normen festgehalten sind. Die Werte in Tabelle 3 geben damit den derzeit bestehenden rechtlichen Rahmen für die Schadstoffgehalte in Pflanzenaschen vor, während die Werte in Tabelle 2 als „Zielbereich“ für künftige technologische Entwicklungen anzusehen sind.

Tabelle 2: Nationale und internationale Grenzwerte für Schadstoffe in Böden

ÖNORM L 1075; ÖNORM S 2200
 OBERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG, 1993;
 NIEDERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG, 1994;
 STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1987b;
 RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1986;
 BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1992;
 DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1995;
 SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1986]

	Österreich				EU (außer Österr.)			Schweiz
Einheit	mg/kg							
Bezug auf ...	Trockenmasse	luft-trockenen Boden	Trockenmasse					luft-trockenen Boden
Aufschluß	Königswasser				starke Naßveraschung	Königswasser	keine Angabe	HNO ₃ -Auszug
Schwermetall	ÖNORM L 1075 ÖNORM S 2200	Oberösterreich	Niederösterreich	Steiermark	RL 86/278/EWG	Deutschland	Dänemark	
As	20	-	-	-	-	-	-	-
Cd	1	1	1,0/1,5 ^{*)}	2	1 - 3	1,0/1,5 ^{*)}	0,5	0,8
Co	50	-	-	-	-	-	-	25
Cr	100	100	100	100	-	100	30	75
Cu	100	100	60	100	50 - 140	60	40	50
Hg	1	1	1	2	1 - 1,5	1	0,5	0,8
Mo	5	-	-	-	-	-	-	5
Ni	60	60	50	60	30 - 75	50	15	50
Pb	100	100	100	100	50 - 300	100	40	50
Se	5	-	-	-	-	-	-	-
Tl	1	-	-	-	-	-	-	1
V	50	-	-	-	-	-	-	-
Zn	300	150/300 ^{*)}	200	300	150 - 300	150/200 ^{**)}	100	200

^{*)} Der niedrigere Wert gilt für Böden mit einem pH-Wert unter 6.

^{**)} Der niedrigere Wert gilt für Böden mit einem pH-Wert unter 6 oder wenn der Tongehalt unter 5% liegt.

Tabelle 3: Nationale und internationale Richt- und Grenzwerte für Schadstoffe in Aschen, Komposten und Klärschlämmen

[REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994b;
 BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, FACHBEIRAT FÜR
 BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 1996a;1997;1998;
 OBERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG, 1993;
 NIEDERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG, 1994;
 STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1987b;
 RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1986;
 BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1992;
 DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1995;
 SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1992]

Erklärung der Abkürzungen: Ko = Kompost; KS = Klärschlamm; o.S. = organische Substanz; TS = Trocken-
 substanz; PCB = polychlorierte Biphenyle; AOX = Summe der organischen Halogenverbindungen als adsorbierte
 organisch gebundene Halogene; PCDD = polychlorierte Dibenzodioxine; PCDF = polychlorierte Dibenzofurane;
 ng = Nanogramm; TE = 2-,3-,7-,8-Tetrachlordibenzodioxin-Toxizitätsäquivalent

Einheit Bezug auf ...	Österreich					EU (außer Österr.)			Schweiz					
	Düngemittel- verordnung Richtwerte	Fachbeirat für Boden- fruchtbarkeit und Bodenschutz			Oberösterreich	Niederösterreich	Steiermark	RL 86/278/EWG	Deutschland	Dänemark				
Aufschluß Schwermetalle	[mg/kg]													
Schwermetall	Trocken- substanz		Trockensubstanz bei 30% Glühverlust		Druck- aufschluß HNO ₃ /HF/ H ₂ BO ₃ Pflanzenasche Wald, Acker- und Grünland	Klärschlamm	Königswasser			starke Naßver- aschung Klärschlamm	Königs- wasser		Kompost	Klärschlamm
	Düngemittel mit <20% o.S. in der TS	Kompost Qual.Klasse I	Kompost Qual.Klasse II	KS-Klasse I			KS-Klasse II	KS-Klasse III	Klärschlamm Müllkompost		Klärschlamm	Klärschlamm		
As	-	-	-	20	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-
Cd	1	0,5	1	8	5	2	8	10	20 - 40	5/10 ¹⁾	0,8	1	5	
Co	-	-	-	100	-	10	100	100	-	-	-	-	60	
Cr	100	50	70	250	400	50	500	500	-	900	-	100	500	
Cu	100	70	150	250	400	300	500	500	1000 - 1750	800	-	100	600	
Hg	1	0,4	0,7	-	7	2	8	10	16 - 25	8	0,8	1	5	
Mo	-	-	-	20	-	-	-	20	-	-	-	-	20	
Ni	60	25	60	100	80	25	100	100	300 - 400	200	30	30	80	
Pb	100	45	150	100	400	100	400	500	750 - 1200	900	120	120	500	
Se	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Tl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
V	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Zn	300	200	500	1500	1600	1500	2000	2000	2500 - 4000	2000/2500 ¹⁾	-	400	2000	
organische Schadstoffe														
PCB	-	-	-	-	0,2	0,2	0,2	0,2	-	-	0,2	-	-	
AOX	-	-	-	-	500	500	500	500	-	-	500	-	500	
PCDD/PCDF	-	-	-	100	100	100	100	100	-	-	100	-	-	

*) Der niedrigere Wert gilt für Böden mit einem pH-Wert unter 6 oder wenn der Tongehalt unter 5% liegt.

2.3 NUTZEN UND GEFAHREN BEI DER VERWENDUNG VON PFLANZENASCHEN IN DER LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT

Pflanzenaschen enthalten erhebliche Anteile an Pflanzennährstoffen, die durch eine ordnungsgemäße Rückführung auf land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen sinnvoll genutzt werden können.

Die Düngewirkung der Asche ist schon seit langem bekannt. In den USA war vom 18. bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts die Herstellung von Aschenlauge durch Extraktion ein wichtiger Industriezweig. Aus dieser Lauge wurden in weiterer Folge hauptsächlich Kalidünger produziert [A.G.CAMPBELL, 1990].

Die Verwendbarkeit von Pflanzenaschen als Dünger ist allerdings durch ihren Schadstoff-, insbesondere den Schwermetallgehalt eingeschränkt. Die Problematik der Schwermetallbefrachtung landwirtschaftlicher Nutzflächen durch Sekundärrohstoffe, insbesondere durch Klärschlamm, ist hinlänglich bekannt und in der Gesetzgebung entsprechend berücksichtigt (siehe Kapitel 2.2). In Tabelle 4 sind sowohl die Nährstoff- als auch die Schwermetallgehalte von Holzaschen verschiedenster Herkünfte angeführt.

Für diese Daten sind hinsichtlich ihrer Vergleichbarkeit einige Einschränkungen zu beachten:

- a) Wie aus Tabelle 4 ersichtlich ist, haben viele Autoren keine genauen Angaben zur Aufschlußmethodik gemacht. Es ist anzunehmen, daß unterschiedliche Aufschluß- bzw. Auszugsverfahren zur Anwendung gekommen sind, ohne deren Kenntnis ein detaillierter Vergleich der Daten nicht zulässig ist. Dies gilt im besonderen für die Schwermetalle, deren Konzentrationen in einem Bereich liegen, der eine exaktere Analytik erfordert als bei den Hauptnährstoffen, die in einer größeren Menge vorliegen.
- b) Da ein hoch signifikanter Zusammenhang zwischen der Ausbrandqualität und dem Gehalt an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) besteht, sollte - um keine zu hohen Konzentrationen an PAK's zu riskieren - der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff in der Asche nicht über 5 Gew% liegen, [P.RUCKENBAUER et al., 1996]. Vor allem bei Heizwerken älterer Bauart entspricht die Ausbrandqualität nicht diesen Anforderungen. So wird z.B. bei [P.HAKKILA et al., 1983] der Holzkohlenanteil von verschiedenen Aschenfraktionen in einem Bereich zwischen 7 und 32% angegeben. Selbst wenn bei diesen Aschen die größeren Holzkohlestücke vor der Analyse ausgesiebt werden, so ist ein Einfluß des Gehaltes der unverbrannten Fraktion auf die Konzentration der anderen Inhaltsstoffe nicht auszuschließen.

Trotz dieser Einschränkungen können die verschiedenen Holzaschen anhand der Daten in Tabelle 4 hinsichtlich ihrer Eignung zur Aufbringung auf landwirtschaftliche Nutzflächen charakterisiert werden.

Bei einer einigermaßen sauberen Verbrennung ist in der Holzasche so gut wie kein Stickstoff enthalten. Im Zuge einer Düngung mit Holzasche ist daher bei allen Kulturen (mit Ausnahme von Leguminosen) auf eine entsprechende Stickstoffergänzung zu achten.

Der Phosphatgehalt (P_2O_5) liegt in Holzaschen zwischen 0,2% und 6,4% mit einem Median von 2,32%. Der Phosphor spielt daher bei der Düngung mit Holzasche nur eine untergeordnete Rolle, er ist aber unabhängig von seiner Verfügbarkeit aus rechtlichen Gründen in einer Düngeplanung auf jeden Fall voll anzurechnen.

Vor allem Hartholzaschen enthalten oft beträchtliche Mengen an Kali (K_2O), hier sind Gehalte über 10% möglich. Bei Hinzunahme von Nadelholzaschen liegt der Kaligehalt in der Regel bei rund 5% mit einer Schwankungsbreite von weniger als 1% bis fast 16%.

Unabhängig von der Herkunft oder der Art des Holzes oder auch von der Analytik ist ersichtlich, daß in Holzaschen das Kalzium das mengenmäßig bedeutendste Element ist. Der Gehalt - umgerechnet auf CaO - wird in einem Bereich zwischen knapp 5% und mehr als 47% angegeben, wobei der größte Teil der Holzaschen eine CaO-Konzentration von ungefähr 29% aufweist.

Der Gehalt an Magnesium - angegeben als MgO - beträgt in Holzaschen ungefähr 3% mit einem Bereich von 1% bis rund 7%.

Neben diesen Hauptnährstoffen enthalten Holzaschen noch eine Vielzahl an Spurenelementen mit zum Teil enormen Streubreiten, die - wie bereits erwähnt - auch in einem Zusammenhang mit der Anwendung verschiedener Analyseverfahren stehen können.

Die größte Bedeutung haben dabei Eisen, Mangan und Aluminium, für die meist Werte um 1% angegeben werden. Eine zweite Gruppe von Spurenelementen wie Bor, Kupfer und Zink weisen Gehalte in einem Bereich zwischen 100 und 1000 ppm auf. Die Konzentrationen für Molybdän, Kobalt, Chrom, Blei, Nickel und Vanadium liegen in einer Größenordnung von 10 bis 100 ppm. Im Bereich unter 10 ppm sind Arsen, Kadmium, Quecksilber, Antimon und Selen einzuordnen.

Durch eine Düngung mit Holzasche kann somit am ehesten Kalk ersetzt werden, wobei auch Phosphat, Kali und Magnesium mit ausgebracht werden. Eine „typische“ Holzasche (das heißt, eine mit den Mittelwerten von Tabelle 4 entsprechenden Nährstoffgehalten) ist ihrem Nährstoffgehalt einem Carbokalk aus der Zuckerindustrie relativ ähnlich. Eine Einschränkung

der Aufwandsmenge ist aus der Sicht der Hauptnährstoffe durch die Ansprüche der jeweiligen Kultur an den Boden-pH und an die Phosphat-, Kali- sowie Magnesiumversorgung gegeben.

Weiters sind die Ausbringungsmengen durch den Schwermetallgehalt der Holzaschen begrenzt. Beim Vergleich der Medianwerte aus Tabelle 4 mit den Grenzwerten aus Tabelle 2 und 3 fällt auf, daß bei einer Düngung mit Holzaschen am ehesten mit Kadmium, Nickel, Molybdän, Kupfer, Zink und Vanadium Überfrachtungen zu erwarten sind. Bei Kupfer, Zink und Molybdän ist eine Überfrachtung weniger kritisch als bei Kadmium und Nickel, da sie bis zu einem gewissen Maß als essentielle Spurenelemente sowohl von Pflanzen als auch von Tieren und Menschen gebraucht werden. Von Vanadium ist nicht bekannt, ob, und wenn ja, in welchen Mengen es in der Ernährung (und damit in Nahrungsmitteln) gebraucht wird.

Die Gründe, warum für Schwermetallfrachten eine Begrenzung wichtig ist, selbst wenn sie bis zu einem bestimmten Maß eine Bedeutung als Spurenelemente haben, sind folgende:

- a) Pflanzen können nicht unterscheiden, welche in ihrem Nährmedium vorkommende Stoffe für sie schädlich, wirkungslos oder nützlich sind [K.MENGEL, 1991]. Das heißt, daß es bei einer hohen Verfügbarkeit durchaus zu Schadstoffakkumulationen in Pflanzen kommen kann, die in weiterer Folge ihre Verwendbarkeit als Nahrungs- oder Futtermittel beeinträchtigen oder sogar für die Pflanze selbst toxisch sein können.
- b) Schwermetalle, die nicht von den Pflanzen aufgenommen werden, reichern sich bei andauernder Befruchtung im Boden an und stellen auf Dauer ein Gefahrenpotential hinsichtlich einer Beeinträchtigung von Grund- und Oberflächengewässern und der Bodenfruchtbarkeit dar.

Kupfer ist, solange es als Cu^{2+} - oder als CuOH^+ -Ion im Boden sorptiv gebunden ist, nur gering beweglich [K.MENGEL, 1991]. Durch starke Säuren oder durch organische Verbindungen, die sich mit dem Kupfer komplex binden, wird die Mobilität und die Pflanzenverfügbarkeit erhöht.

Die Kupferaufnahme in die Pflanze hängt in erster Linie von der Menge an pflanzenverfügbaren Kupferionen im Boden ab, während eine Behinderung der Kupferaufnahme durch die Ionenkonkurrenz anderer Kationen bedeutungslos ist. Innerhalb der Pflanze ist das Kupfer nur wenig beweglich [K.MENGEL, 1991].

In der Pflanze spielt das Kupfer vor allem als Bestandteil verschiedener Oxidasen eine Rolle bei der Spaltung des Sauerstoffs im Rahmen der Photosynthese. Darüber hinaus werden auch die Desaturierung und Hydroxilierung von Fettsäuren durch kupferhaltige Enzyme katalysiert [K.W.J.WAHLE et al., 1977]. Kupfermangel führt zu vermindertem Wuchs, weißen Blattspitzen und bei Getreide zu Weißährigkeit, d.h. mangelhafter Ausbildung und Auffüllung der Ähren bzw. Rispen. Er tritt häufig beim Umbruch von Böden mit hohem Anteil an

organischer Substanz auf, so daß der Mangel auch als Urbarmachungs- oder Heidemoorkrankheit bezeichnet wird. In höheren Konzentrationen wirkt das Kupfer allerdings toxisch. Als kritische Konzentration im Futter wird ein Wert von 50 ppm in der Trockensubstanz angesehen [K.MENGEL, 1991].

Ähnlich wie für Kupfer sinkt mit steigendem pH-Wert im Boden die Verfügbarkeit von Zink. Es kommt in den Gittern der Tonminerale sowie als Zn^{2+} oder $ZnOH^+$ bzw. $ZnCl^-$ sorbtiv an Bodenminerale gebunden vor. Der größte Teil des löslichen Zinks befindet sich in organischen Bindungen (Amino- und Fulvosäuren) [J.F.HODGSON et al., 1966].

Die Zinkaufnahme in die Pflanzen ist in der Regel sehr gering, der Zinkgehalt in den Pflanzen ist dementsprechend niedrig (ca. 30 ppm in Soja [L.E.NELSON, 1956]). Die Aufnahme kann durch andere Schwermetalle, insbesondere Kupfer, und durch Phosphat behindert werden [L.R.HAWF et al., 1967].

In der Pflanze spielt das Zink vor allem bei der RNS-Synthese [K.MENGEL, 1991] und als H^+ -Puffer in den Chloroplasten [B.S.JACOBSON et al., 1975] eine Rolle. Zinkmangel führt zu Wuchsminderungen und weißen Flecken bzw. Streifen zwischen den Blattadern sowie zu mangelhafter Entwicklung der Chloroplasten.

Überhöhte Zinkgehalte im Boden hemmen das Pflanzenwachstum beachtlich. Vor allem mit einer Kalkung kann man in solchen Fällen die Pflanzenverfügbarkeit herabsetzen und die negative Wirkung von zu hohen Zinkgehalten im Boden mindern [K.MENGEL, 1991].

Molybdän liegt im Boden hauptsächlich als Sulfat oder Molybdat (MoO_4^{2-}) vor. Es wird ähnlich wie Phosphat von Tonmineralen, Eisen- und Aluminiumoxiden sowie Karbonaten spezifisch adsorbiert und kann durch OH^- -Ionen ausgetauscht werden. Somit nimmt die Molybdänverfügbarkeit im Gegensatz zu Zink oder Kupfer mit sinkendem pH-Wert ab.

Die Aufnahme in die Pflanze erfolgt in Form von Molybdat. Sie kann durch den konkurrierenden Einfluß von Sulfationen behindert werden. Die Molybdängehalte in den Pflanzen sind meist gering. Sie werden bei [A.MASSUMI, 1967] für verschiedene Pflanzenarten in einem Bereich von 0,2 bis 11 ppm in der Trockenmasse angegeben. Das Metall ist als essentieller Bestandteil der Nitratreduktase und der Nitrogenase sowohl für stickstofffixierende Organismen als auch allgemein für die Reduktion von Nitrat zu Ammoniak unentbehrlich.

Aus diesem Grund äußert sich ein Molybdänmangel in ähnlichen Symptomen wie ein Stickstoffmangel [G.R.HAGSTROM et al., 1965]. Er zeigt sich in vermindertem Wuchs, Aufhellen und Welken der Blätter, Hemmung der Blütenausbildung sowie bei Leguminosen in einem direkten Stickstoffmangel (infolge der Hemmung der Knöllchenbakterien). Bei den Kohlarten verdrehen sich häufig die Herzblätter infolge ungenügender Molybdänversorgung (Klemmherzigkeit).

Gegen einen Molybdänmangel bei Kulturpflanzen hilft vielfach eine Aufkalkung. In diesem Zusammenhang erscheint die Verwendung von Holzasche besonders günstig, da bei ihrer Verwendung als Dünger dem Boden nicht nur Molybdän zugeführt wird, sondern durch ihren Kalkgehalt auch eine pH-Erhöhung zu erwarten ist. In Einzelfällen - vor allem, wenn der pH-Wert so hoch ist, daß eine weitere Aufkalkung nicht erstrebenswert ist - kann aber nur eine Molybdändüngung den Mangel beheben.

Verschiedentlich wird vor zu hohen Molybdängehalten im Futter gewarnt, da dies bei Wiederkäuern zur Molybdenose führen kann. [E.WIESNER et al., 1967] geben als Grenzwert, ab dem „Teart“ (eine durch Mo-Überschuß hervorgerufene Durchfallerkrankung bei Rindern) auftritt, mit 20 ppm in der Trockensubstanz an. Bei [B.T.CHENG et al., 1973] gilt als kritischer Wert 5 ppm in der Trockensubstanz.

Nach [H.-K. BIESALSKI et al., 1995] ist nicht bekannt, ob Vanadium überhaupt, und wenn ja, in welchen Mengen dem Körper zugeführt werden muß. Bekannt ist nur, daß es in sehr geringer Konzentration im Körper vorkommt - der Gesamtbestand im menschlichen Körper wird auf weniger als 1 mg geschätzt. Die Aufnahme durch Nahrungsmittel - im speziellen sind Meeresfrüchte, Pilze, Petersilie, Dill und schwarzer Pfeffer genannt - dürfte aufgrund der sehr geringen Resorption durch Magen und Darm (zwischen 0,1% und 1,5%) nur eine untergeordnete Rolle spielen. Eine Vergiftung kann dann auftreten, wenn es als Staub eingeatmet wird. Dem Vanadium in Holzasche ist daher mehr in Hinblick auf die möglichst staubfreie Handhabung beim Verladen und Ausbringen als in Hinblick auf die Bodenbelastung Beachtung zu schenken.

Im Gegensatz zu den vorher genannten Schwermetallen ist von Nickel keine nützliche Wirkung bekannt. Es kommt den meisten Böden nur in sehr geringen Mengen vor, so daß toxische Auswirkungen nicht zu befürchten sind. Eine Ausnahme bilden Serpentinböden, auf denen die Nickelgehalte in den Pflanzen über 200 ppm in der Trockensubstanz gegenüber 0,1 bis 5 ppm in der Trockensubstanz von Pflanzen auf normalen Standorten betragen können [K.MENGEL, 1991].

Nickel neigt dazu, Chelatverbindungen einzugehen und kann in dieser Eigenschaft andere Schwermetalle aus ihren physiologisch wichtigen Zentren verdrängen. So zeigt z.B. ein Nickelüberschuß bei Hafer ähnliche Symptome wie ein Eisenmangel, wie chlorotische Streifen oder Flecken zwischen den Blattadern [O.VERGNANO et al., 1952].

Eine Nickel-Toxizität kann vielfach durch eine Kalkung behoben werden, wobei nicht die erhöhte Kalziumkonzentration, sondern die Neutralisation der Bodensäuren der wirksame Faktor ist [W.M.CROOKE, 1956].

Kadmium ist mit Zink eng verwandt. Während aber Zink für die Pflanzen ein essentielles Spurenelement ist und erst bei höheren Konzentrationen toxisch wirkt, ist das Kadmium bereits in geringen Mengen giftig. Nach [H.KLEIN et al., 1979] wurde bei Mais besonders die Ausbildung der Keimwurzeln beeinträchtigt, wenn ihr Kadmiumgehalt mehr als 50 ppm in der Trochsensubstanz betrug.

Nach Untersuchungen von [H.J.WEIGEL et al., 1980] kann Kadmium leicht durch die Zellwand in das Cytoplasma eindringen. Es bindet sich hier bevorzugt an die SH-Gruppen der Proteine, wodurch besonders Enzyme mit SH-haltigen reaktiven Gruppen durch Kadmium gehemmt werden. Aufgrund der engen chemischen Verwandtschaft zu Zink vermag das Kadmium auch Stoffwechselwirkungen des Zinks zu beeinträchtigen [K.MENGEL, 1991].

Von jenen Schwermetallen, deren Konzentrationen in der Holzasche als umweltrelevant eingestuft werden müssen, ist daher Nickel und Kadmium besonderes Augenmerk zu schenken, da von ihnen keine nutzbringenden, sondern nur toxische Eigenschaften bekannt sind.

Andere Schwermetalle, wie Arsen, Kobalt, Chrom oder Blei sind zwar ebenfalls in der Holzasche enthalten, ihre Konzentration ist aber in der Regel so niedrig, daß sie die zur Zeit gültigen Bodenrichtwerte nicht überschreiten. Es ist davon auszugehen, daß die Asche mit ihrem sehr geringen Anteil organisch gebundenen Kohlenstoffs keiner weiteren Verrottung mehr unterliegt und damit direkt bodenbildend wirkt. Das heißt, daß selbst bei einer längerfristigen Befruchtung kein „Auffüllen“ der Böden bis zum gültigen Bodenrichtwert möglich ist.

Tabelle 4: Gehalte an Nährstoffen bzw. Spurenelementen in Holzaschen

Abkürzungen und Fußnoten: n.a. .. nicht angegeben; *) ohne nähere Angaben über die Zusammensetzung des Brennstoffs

Quellen: [1]..[A.WEBER et al., 1985]; [2]..[L.M.NAYLOR et al., 1986]; [3]..[L.M.NAYLOR et al., 1989]; [4]..[Y.L. UNGER et al., 1989]; [5]..[T.OHNO et al., 1990]; [6]..[A.G.CAMPBELL, 1990]; [7]..[F.HANNU et al., 1994]; [8]..[G.BÜTTNER et al., 1996]; [9]..[K.SILFVERBERG, 1996]; [10]..[A.ALESTALO, 1983]; [11]..[M.NIEMI et al., 1986]; [12] [B.R.LERNER et al., 1986]

Quelle	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]	[10]	[11]	[9]	[9]	[9]	[12]	[5]	Zusammenfassung												
Aschenart	Holzasche *)										Rindenasche *)				Hackgut- asche *)		Birken- asche		Roteichen- asche	Fichten- asche									
Aufschluß	6n HCl	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	HNO ₃ / HCl	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	6n HCl	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	a) HNO ₃ b) HNO ₃ / HClO ₄	n.a.							
[%]																													
Nähr- / Schadstoff	von	bis			von	bis	von	bis			von	bis	von	bis		von	bis	von	bis	von	bis			von	bis	Median			
N		0,02	0,05	0,05							1,00														0,02	1,00	0,05		
P ₂ O ₅	2,12	1,01	2,86	0,76	2,06	1,17	3,28	0,76	3,12	3,21	1,15	0,46	2,52	0,92	3,67	3,73	0,23	0,92	4,81	6,42	2,75	5,50	a)	1,83	2,93	0,23	6,42	2,32	
K ₂ O	4,60	2,85	15,66	2,00	3,37	3,23	8,89	2,00	5,02	4,22	5,18	0,60	6,02	1,93	7,95	5,85	0,72	3,01	6,38	7,59	7,71	12,29	a)	15,54	7,23	0,60	15,66	5,10	
CaO	18,75	18,48	44,87	17,91	18,19	10,35	39,18	10,28	46,37	47,15	32,60	22,39	26,44	18,75	40,30	37,08	4,90	24,49	36,80	37,64	25,19	31,06	a)	33,86	30,78	4,90	47,15	28,61	
MgO	2,44	1,41	4,10	1,34	2,32	1,49	3,65	1,18	3,71	3,48	2,82	0,99	0,99	2,32	5,64	5,70	1,33	2,82	6,96	7,30	5,80	7,13	a)	3,32	3,32	0,99	7,30	3,07	
S																										0,44	1,11	0,64	
Na		0,23	0,54	0,20		0,04	0,56	0,15	0,54															a)	0,03	0,21	0,03	0,56	0,21
[mg/kg]																													
Fe	11.600	4.000	15.600	1.320	16.000			3.300	21.000			10.000	10.000	11.000	22.000	12.500			9.000	9.000	5.000	8.000	a)	817		817	22.000	10.000	
Mn	7.830	6.920	12.700	660				3.300	12.700			2.000	17.000	8.000	31.000	13.300	4.000	10.000	13.000	23.000	11.000	22.000	a)	615		615	31.000	10.500	
Cu	320	62	180	40	74			40	140			18	129	102	780	126	27	27	182	234	127	190	b)	57		18	780	126	
Zn	600	232	1.250	200	834			200	794			345	558	300	6.000	300	100	511	1.375	1.565	2.165	2.229	b)	68		68	6.000	558	
Mo	250				9			3	123																	3	250	69	
B	70							8	290			35	206	67	358	249	76	118	366	476	327	542	a)	244		8	542	244	
Al		11.000	15.900	1.590	58.000	2.400	32.000	15.900	32.000														a)	1.150	5.300	1.150	58.000	13.450	
As								3,0	10,0																	3,0	10,0	6,5	
Ba								0,5	910,0																	0,5	910,0	455,3	
Cd		2,2	7,9	4,2	9,0			3,0	26,0						10,0										1,0	1,0	26,0	6,1	
Co								4,0	20,0					27,0	88,0	74,0										4,0	88,0	27,0	
Cr		12,5	21,1	9,1	41,0			9,1	92,0							28,0									5,0	5,0	92,0	16,8	
Pb		44,2	72,2	38,0	29,0			38,0	127,0																	27,0	27,0	127,0	38,0
Hg				0,1				0,1	4,9																	0,1	4,9	0,1	
Ni		30,6	58,2	11,6	156,0			11,6	50,0																	6,0	6,0	156,0	30,6
Sb								2,1	2,1																	2,1	2,1	2,1	
Se								0,3	11,0																	0,3	11,0	5,6	
V	150,0							27,0	79,0					20,0	470,0	20,0										20,0	470,0	53,0	

2.3.1 Erfahrungen mit dem Einsatz von Pflanzenaschen in der Landwirtschaft

In einem Feldversuch in den USA wurden im Jahr 1986 verschiedene Pflanzenaschen zu Gartenbohnen gedüngt. Die Kalkwirkung der Aschen lag dabei zwischen 83% (Mischasche aus Föhren-, Fichten-, Apfel- und geringen Teilen von Altholz) und 116% (Roteiche) im Vergleich zu Kalziumkarbonat. Durch steigende Aschengaben konnte der Boden-pH-Wert gehoben werden. Auf Keimung, Blattfläche, Blattanzahl, Pflanzenhöhe, Frischgewicht der Ganzpflanzen, Trockengewicht der Ganzpflanzen, Ertrag und Elemente im Blattgewebe der Gartenbohnen hatte die Aschendüngung keinen Einfluß [B.R.LERNER et al., 1986].

Die Nährstoffwirkung, im speziellen die Kalkwirkung von Pflanzenaschen wird auch durch einige Gefäßversuche belegt. In einem dieser Versuche wurden verschiedene Mengen von Holzasche in zwei verschiedene schluffige Lehme gemischt. Diese Mischungen wurden zwei Monate bei 25 °C „bebrütet“ und schließlich durch Extraktion mit „Morgan's Lösung“ [T.GREWELING et al., 1965; D.J.LATHWELL et al., 1964] auf pflanzenverfügbare Nährstoffe untersucht. Diese „pflanzenverfügbaren“ Anteile (gemessen am Gesamtgehalt) lagen für Phosphor bei 1,2 bis 1,4%, für Kalium bei 18 bis 35% und für Kalzium bei 44 bis 47%. Der pH-Wert in den Mischungen stieg signifikant mit zunehmenden Aschengaben [L.M.NAYLOR et al., 1986].

Die Ergebnisse eines anderen Gefäßversuches zeigen ebenfalls eine gute Kalkwirkung und damit eine Wachstumssteigerung von Gerste bei niedrigem pH-Wert des Bodens. Die P-Aufnahme durch die Gerste war aber in der Aschenvariante geringer als bei einer Düngung mit Superphosphat [M.NIEMI et al., 1986].

Die Phytotoxizität von Holzasche wurde in einem Glashausversuch untersucht. Vor allem die hohe Alkalität und in zweiter Linie der Kaligehalt der Asche stellten sich hier als die wachstumsbegrenzenden Faktoren heraus [L.ETIEGNI et al., 1990].

In einem anderen Glashausversuch wurde festgestellt, daß Asche besser auf das Wachstum von Mais und Luzerne wirkte als Kalksteinmehl. Der Effekt einer Überkalkung wurde reduziert, wenn Asche dem Kalk beigemischt war (Kalk : Asche = 90 : 10), wahrscheinlich aufgrund der anderen in der Asche enthaltenen Nährstoffe. Der Autor dieser Studie empfiehlt, daß Feldfrüchte nicht unmittelbar nach einer Aschendüngung ausgesät oder gepflanzt werden sollten, da die Asche Herbizide und Pestizide absorbiert und kurzzeitig stark alkalische Verhältnisse schafft, bevor sie vom Boden neutralisiert wird [R.MAGDOFF et al., 1984].

Holzasche ist gemäß einiger afrikanischer Erfahrungen möglicherweise für Pflanzenschutz-zwecke geeignet. In Nigeria gibt es eine weitverbreitete Praxis, Holzasche über gelagerte

Yams (Süßkartoffel) zu streuen, um Termiten abzuwehren [S.L.O.MALAKA, 1972]. Die traditionelle Praxis, Wasser-Yam-Setzlinge vor dem Auspflanzen mit Holzasche zu behandeln, war in einer Studie hinsichtlich des Ertrages effektiv, zeigte aber nur schwache Wirkung gegen Nematoden [S.O.ADESIYAN et al., 1976]. Eine andere Studie über den lokalen Brauch in Malawi, Maiskörner mit rund 30% Holzasche aus dem Küchenofen zu vermischen, um Schadinsekten abzuhalten, zeigte den gleichen Erfolg wie ein konventionelles synthetisches Insektizid [P.GOLOB et al., 1982].

2.3.2 Erfahrungen mit dem Einsatz von Pflanzenaschen im Forst

Ein erster Versuch über den Einsatz von Holzaschen als Dünger ist in Schweden bereits im Jahr 1918 angelegt worden. Eine Aschendüngung zu Birken auf einer trockengelegten, offenen Moorlandschaft führt bis zum Jahr 1949 zu einem deutlich besseren Zuwachs als auf den Kontrollparzellen. Im Jahr 1926 wurde ein weiterer Versuch über eine Holzaschendüngung zu Birken angelegt. Auch hier zeigte sich ein deutlicher Mehrzuwachs durch die Aschendüngung [C.MALMSTRÖM, 1952].

In Südnorwegen wurde 1944 ein Aschendüngungsversuch zu Kiefern auf einem sehr nährstoffarmen Boden angelegt. Dabei zeigte Holzasche durch den wesentlich höheren Kalium- und Phosphorgehalt einen besseren Wachstumseffekt als Torfasche [P.THURMANN-MOE, 1956].

In Finnland ist die Düngewirkung von Holzasche auf Waldstandorten sehr intensiv untersucht worden. Erste Versuchsanlagen gibt es dort seit 1937. Generell zeigten diese Versuche, daß auf stickstoffreichen Böden (1,5% bis zu 2,5% N) bessere Zuwachsraten durch die Aschendüngung zu erzielen waren als auf stickstoffarmen Böden (um 1% N). Im Vergleich zu künstlich hergestellten Mineraldüngern war die Wirkung der Aschendüngung auf stickstoffreichen entwässerten Torfböden sowohl hinsichtlich der Änderung der Oberflächenvegetation als auch des Zuwachses anhaltender (30 bis 40 Jahre gegenüber 15 bis 20 Jahre durch Mineraldünger). Die aschegedüngten Bäume waren darüber hinaus unanfälliger gegen Wachstumsstörungen und der Torf verrottete schneller und tiefer.

Diese Ergebnisse konnten durch neuere Versuche zum Teil bestätigt werden. Eine Holzaschendüngung auf N-armen Torfmoorstandorten - durchgeführt im Jahr 1985 - führte bis zum Jahr 1991 zu einer höheren Anzahl von Föhren-, nicht aber von Birkensämlingen. Eine parallel durchgeführte Saatgutbehandlung mit einer Holzaschenlösung verminderte allerdings die Keimfähigkeit erheblich, während eine PK-Lösung weniger schädlich war [K.SILFVERBERG, 1995].

Die Erhöhung des Zuwachses kann einerseits auf die direkte Nährstoffwirkung zurückgeführt werden, andererseits aber auch auf eine indirekte Wirkung durch die Förderung von

Schimmel- und Hefepilzen und von Bakterien im Boden. Die Zunahme der Mikroben führte auf den stickstoffreichen Torfböden zu einer verstärkten N-Mineralisation und damit zu verbesserten Wachstumsbedingungen [P.HAKKILA, 1986].

Ein Versuch über die Beeinflussung mikrobieller Aktivitäten in einem trockengelegten Moorboden mit Weiden- bzw. Grauerlenbewuchs sowohl durch eine Holzaschendüngung als auch durch mineralische NPK-Dünger von 1979 bis 1981 zeigte folgende Ergebnisse [A.WEBER et al., 1985]:

- Die Aschendüngung führte zu einer spürbaren Erhöhung des pH-Wertes sowie der Konzentration an verfügbarem Ca, K, Mg, Mn, Cu und B im Boden,
- der Zelluloseabbau sowie die Umsetzungsrate von verfügbarem N wurde durch jede Düngungsmaßnahme erhöht,
- der Abbau von organischem N war sowohl in der Holzaschenvariante als auch in der mit Ammonitrat gedüngten Variante signifikant,
- die Holzaschendüngung führte gegenüber der ungedüngten Variante zu einer signifikanten Zunahme bei allen untersuchten Bakteriengruppen,
- die potentielle Nitrogenaseaktivität war bei der Holzaschenvariante am höchsten; bei den N-gedüngten Varianten war hingegen das N-Bindungspotential des Bodens stark vermindert.
- die Denitrifikation war - gemessen im Vergleich zum ortsüblichen Potential - in den NPK-Varianten bis zum 4-fachen höher als in der Kontroll- bzw. Holzaschenvariante.

Eine signifikante Änderung von auf mikrobielle Aktivitäten hinweisenden Faktoren (mikrobiell gebundener Kohlenstoff, Bodenatmung, Pilz-Biomasse, CO₂-Abgabe in Bezug auf den Gesamt-Kohlenstoff des Bodens), pH-Wert, Bodenfeuchte, Gesamtstickstoffgehalt des Bodens, Kationenaustauschkapazität und Basensättigung wurde in einem von 1990 bis 1992 laufenden Versuch in Zentralfinnland bei steigenden Holzaschengeben festgestellt. Der Gehalt an organischer Masse, an organisch gebundenem Kohlenstoff sowie der Ammoniumgehalt des Bodens wurden dabei allerdings nicht beeinflusst [F.HANNU et al., 1994].

In einer Studie über Aschen-Düngungsversuche im Forst [K.SILFVERBERG et al., 1985] wurde weiters festgestellt, daß in den Nadeln der Bäume aus alten finnischen Versuchen ein Phosphor- und Kalimangel auftreten kann. Für Bor und andere Spurenelemente zeigte sich hingegen kein Mangel. Da der Phosphorbedarf der Bäume wesentlich geringer ist als der Kalibedarf, empfiehlt [P.HAKKILA, 1986], die Aschenmenge am Phosphorbedarf auszurichten, den er mit 45 bis 50 kg je ha für Wald auf Torfböden angibt.

Wesentlich jünger und geringer in der Anzahl sind die Erfahrungen mit der Holzaschendüngung zu Forst auf Mineralböden. In Finnland laufen dazu Versuche erst seit 1980. Die

durch die Holzasche hervorgerufenen Reaktionen sowohl hinsichtlich des Baumwachstums als auch des Bodenlebens haben sich bislang als schwächer erwiesen als auf den Torfböden. Der pH-Anstieg auf aschegedüngten Flächen war auf den Torfböden sehr deutlich und lang anhaltend, während er auf den Mineralböden nur in der Humusschicht nachgewiesen werden konnte [K.SILFVERBERG, 1994].

Auch aus österreichischen Versuchen läßt sich auf aschegedüngten Waldflächen noch kein statistisch gesicherter Mehrzuwachs und auch kein Unterschied in der Anzahl der Bodenarthropoden gegenüber den ungedüngten Kontrollflächen feststellen. Die Bodenvegetation hat sich hingegen sehr rasch verändert und ist auf aschegedüngten Parzellen innerhalb weniger Jahre wesentlich dichter geworden als auf ungedüngten Parzellen. Auch die Baumvitalität - gemessen anhand des elektrischen Widerstandes im Splintholz - hat auf den aschegedüngten Flächen zugenommen, während sie auf ungedüngten Flächen gleichgeblieben ist.

Auf den Waldböden wirkte die Aschendüngung in den österreichischen Versuchen in die Richtung einer pH-, Ca-, K- und P-Erhöhung. Bei den Spurenelementen wurde der Gehalt im Boden durch die Aschendüngung generell erhöht, wobei die Zunahme der Cd-Konzentration am deutlichsten ausfiel. Aus diesem Grund ist Cd das limitierende Schwermetall hinsichtlich einer umweltverträglichen Aschenausbringung.

Generell ist zu diesen Versuchen anzumerken, daß die beiden Flächen nur über einen Zeitraum von 4 Jahren beobachtet wurden und daß eine längerfristige Beobachtung noch erfolgen sollte [P.RUCKENBAUER et al., 1996].

Praktische Probleme mit der Anwendung im Forst ergeben sich vor allem hinsichtlich der Staubentwicklung bei der Ausbringung. Da die Technologie des Pelletierens aus ökonomischer Sicht noch nicht ausreichend entwickelt ist und das Befeuchten der Asche allein nicht ausreicht, um eine Gesundheitsgefährdung durch den Staub auszuschließen, müssen die Ausbringungsfahrzeuge entsprechend adaptiert sein. Das heißt, daß die Fahrerkabine eines Ausbringungsgerätes druckfest zu isolieren ist, und daß die Luft gefiltert sein muß. [P.HAKKILA, 1986].

Die Ausbringungstechnik sollte eine einigermaßen gleichmäßige Verteilung nicht nur im unmittelbaren Bereich der Forstwege ermöglichen. Auf den weitgehend ebenen Flächen der Torfmoorstandorte Finnlands ist dies mit Hilfe von selbstfahrenden Ausbringungsfahrzeugen möglich, die auch im Bestand abseits der Forstwege manövrierfähig sind. Unter österreichischen Verhältnissen mit meist hängigen Flächen stellt die Verwendung von Verblasegeräten, wie sie auch zur Waldkalkung eingesetzt werden, die am besten geeignetste Lösung dar [I.OBERNBERGER, 1997].

Das manuelle Ausbringen ist teuer, verursacht Schwierigkeiten mit der Bereitstellung der Asche und ist wegen der Staubentwicklung für die Gesundheit bedenklich. Es ist daher nur im Bereich von Versuchsanlagen zu empfehlen.

2.4 VERWERTUNGSMÖGLICHKEITEN AUSSERHALB DER LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT

Die Verwendung der Pflanzenaschen zur Düngung land- und forstwirtschaftlicher Kulturen stellt ohne Zweifel die bedeutendste Verwertungsmöglichkeit dar. Dennoch werden in verschiedenen Quellen [R.GIRTLER, 1988; I.OBERNBERGER, 1990] auch andere Verwertungsarten aufgezählt, die zum Teil nicht (mehr) praktikabel sind, zum Teil aber in Einzelfällen mögliche Alternativen zur Verwendung als Dünger sein können.

Auf Bergbauernhöfen war es bis nach dem Zweiten Weltkrieg üblich, Waschlauge aus reiner Buchenasche herzustellen und zum Wäschewaschen zu verwenden. Mit der breiten Einführung von Waschmaschinen und modernen Waschmitteln in den fünfziger Jahren ist dieses Verfahren allerdings schnell in Vergessenheit geraten [R.GIRTLER, 1988].

Im Rahmen einer Diplomarbeit am Institut für Verfahrenstechnik der Technischen Universität Graz wurden auch andere Einsatzmöglichkeiten von Rindenflugasche untersucht [I.OBERNBERGER, 1990]. Es wurden die Verwendung als Zuschlagsstoff in der Zement- und Betonherstellung sowie zur Blähtonherzeugung, der Einsatz in der Keramikindustrie und der Einsatz zur Neutralisation saurer Abwässer diskutiert.

Dabei hat sich herausgestellt, daß Rindenflugasche als Zuschlagsstoff für die Zement- und Blähtonherzeugung nicht geeignet ist. Als Betonzuschlagsstoff hat Asche keine Wirkung auf den Erhärtungsprozeß und damit eine nur untergeordnete Bedeutung.

Für die Glasurherzeugung in der Keramikindustrie wird Holzasche nur in sehr geringen Mengen gebraucht (einige hundert Kilogramm jährlich). Etwas interessanter ist die Verwendung von Flugasche als Flußmittel zur Steinguterzeugung, wo ein jährlicher Bedarf von ca. 35 bis 40 Tonnen besteht.

Die Verwendbarkeit von Flugaschen zur Neutralisation saurer Abwässer ist nur bedingt möglich, da sich die Asche sehr schnell im Klärbecken absetzt und entsprechende technische Probleme bei der Beckenräumung verursacht.

Die ungünstigste Alternative zur Verwendung von Pflanzenaschen in der Land- und Forstwirtschaft ist ihre Ablagerung in Deponien. Diese Entsorgung hat nicht nur den Nachteil, daß die Heizwerke durch die Deponiekosten wirtschaftlich belastet werden, sondern auch den Nachteil des Verlusts wertvoller Pflanzennährstoffe.

3 FRAGESTELLUNG

Vor Beginn der ersten Versuche in Österreich im Jahr 1992 war aus Skandinavien eine Reihe langjähriger Erfahrungen mit der Verwendung von Holzaschen als Dünger zu Wald auf Hochmoorstandorten vorhanden. Die Versuche auf Mineralböden waren wesentlich jünger und im wesentlichen auch auf Forststandorte bezogen.

Über die Wirkung von Holzaschen zu landwirtschaftlichen Kulturen lagen hingegen kaum Ergebnisse vor und sie waren auf Gefäßversuche oder - z.B. zur Feststellung der Nährstoffverfügbarkeit - auf Simulationen, wie die chemische Extraktion von Nährstoffen beschränkt (siehe Kapitel 2.3.0). Ergebnisse aus Feldversuchen zu Acker- und Grünland mit einer Untersuchung sowohl pflanzenbaulicher als auch bodenspezifischer Auswirkungen der Holzaschendüngung bzw. aus Gefäßversuchen zur Bestimmung der tatsächlichen Nährstoffverfügbarkeit waren bis 1992 nicht bekannt.

Für die Durchführung der in den nächsten Kapiteln beschriebenen Versuche wurden daher folgende Fragen zugrunde gelegt:

- In welchem Ausmaß stehen die in Holzaschen enthaltenen Nährstoffe zur Ertragsbildung zur Verfügung?
- Welche pflanzenbauliche Auswirkungen sind infolge einer Holzaschendüngung auf Acker- und Grünland im Vergleich zu Handelsdüngern zu erwarten?
- Welche Auswirkungen hat die Holzaschendüngung auf den Boden?

Zur Beantwortung der ersten Frage wurden zwei Gefäßversuche durchgeführt. Dabei stand tatsächlich die Ertragsbildung und nicht die Konzentration der Inhaltsstoffe im Erntegut im Zentrum des Interesses. Es war nämlich vorgesehen, die Inhaltsstoffanalysen ohnehin im Rahmen der Feldversuche durchzuführen.

Die Klärung des zweiten Fragenbereiches - pflanzenbauliche Auswirkungen - sollte durch die Durchführung von Feldversuchen auf Acker- und Grünland erfolgen. Unter dem Begriff „pflanzenbauliche Auswirkungen“ waren nicht nur der Ertrag, sondern auch die Ertragskomponenten (Tausendkorngewicht, Bestandesdichte, Kornzahl pro Ähre bzw. Kolben) und im Grünland die Bestandeszusammensetzung zu subsumieren. Darüber hinaus waren diesem Bereich auch die Inhaltsstoffanalysen zuzuordnen.

Die letzte Frage beinhaltet grundsätzlich nicht nur chemische oder physikalische, sondern auch bodenbiologische Aspekte. Die Untersuchungen zu diesem Bereich konnten nur einmalig bis zur Ebene der Gattungen durchgeführt werden. Hinsichtlich einer langjährigen Wirkung der Holzaschenanwendung hätte allerdings die Versuchsdauer erheblich verlängert werden müssen, da die Einstellung eines neuen biologischen Gleichgewichtes im Zuge geänderter Bodenverhältnisse ein längerfristiger Prozeß ist. Zur Feststellung dieser Veränderungen wären mehrere, wesentlich zeit- und kostenaufwendigere Untersuchungen bis auf das Artenniveau notwendig gewesen.

4 DIE DURCHFÜHRUNG DER VERSUCHE

4.1 DIE DURCHFÜHRUNG DER GEFÄßVERSUCHE ZUR FESTSTELLUNG DER ERTRAGSWIRKUNG VON HOLZASCHE

In den Jahren 1993 und 1994 wurden parallel zu den Feldversuchen auf Acker- und Grünland auf dem Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität für Bodenkultur Gefäßversuche angelegt. Dabei war von Interesse, inwieweit der Phosphat-, der Kali- sowie der Magnesiumgehalt der Holzasche im Vergleich zu leichter löslichen Salzen dieser Nährstoffe für die Ertragsbildung zur Verfügung standen.

Im Rahmen des Gefäßversuches 1993 wurde darüber hinaus auch Daten über andere Merkmale, z.B. der Aufgang, das Wurzelgewicht oder die Ertragsparameter aufgezeichnet und ausgewertet. Die Ergebnisse dieser Auswertungen wurden in einer Diplomarbeit von [R.SIGMUND, 1994] dargestellt.

4.1.1 Der Gefäßversuch 1993

4.1.1.1 Versuchsanlage, Material und Methoden

Der Gefäßversuch wurde am 31. März 1993 im Glashaus der Universität für Bodenkultur angelegt. Es wurden "Kick-Brauckmann"-Gefäße verwendet, das sind zweiteilige (Innen- und Außentopf), chemisch indifferente PE-Kunststoffgefäße mit einem Fassungsvermögen von 7 Litern.

Die Gefäße wurden auf insgesamt vier Wägen gestellt, so daß es möglich war, ihre Position während der Vegetationsperiode mehrmals zu ändern, um eventuelle Einflüsse durch Licht- und Temperaturunterschiede auszugleichen. Jeder der vier Wägen war gleichzeitig je eine Wiederholung der sechzehn Varianten.

Die Töpfe wurden mit je 5 kg der folgenden Erdmischung gefüllt:

Bestandteil	kg Frischmasse/Gefäß	kg Trockenmasse/Gefäß
Leca (<1cm)	0,385	0,378
Quarzsand	0,865	0,865
Torf	0,385	0,220
Erde	3,365	2,944
Mischung	5,000	4,407

Die verwendete Erde stammte aus dem seit 80 Jahren ungedüngten Roggen-Dauerversuch der Versuchswirtschaft Großenzersdorf, so daß eine niedrige Versorgung mit den Hauptnährstoffen angenommen werden konnte.

Die Untersuchung der verwendeten Erdmischung am Landwirtschaftlichen Versuchszentrum in Graz ergab, daß sie zwar niedrig mit Phosphat und Kalium, aber hoch mit Magnesium versorgt war (pflanzenverfügbare Anteile in mg je 100g Feinboden):

Bezeichnung	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg	pH
Probe 1	10	9	15	6,7
Probe 2	10	11	17	6,7
Durchschn.	10	10	16	6,7

Bei der Untersuchung dieser Erdmischung auf ihre pflanzenverfügbaren Nährstoffe wurden folgende Methoden angewandt:

P₂O₅: ÖNORM L 1088, L 1087

K₂O: ÖNORM L 1088, L 1087

Mg: Methode Schachtschabel (ÖNORM L 1093)

pH: ÖNORM L 1083

Die Phosphat- und Kaliversorgung dieser Mischung waren als „niedrig“ einzustufen die Magnesiumversorgung als „hoch“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996b]. Hinsichtlich der Prüfung der Holzasche auf ihre „Magnesiumwirkung“ mußte also mit einer Verzerrung des Ergebnisses gerechnet werden.

In jedes Gefäß wurden 30 Körner der Sommergerstensorte "Viva" (gebeizt mit "Rovral") eingesetzt. Nach dem Aufgang wurde die Bestandesdichte auf 25 Pflanzen pro Gefäß reduziert.

Zur Düngung wurden folgende Nährsalze verwendet, welche unmittelbar nach der Einwaage oberflächlich in die Erden der Gefäße eingemischt wurden:

- Ammonnitrat (NH₄NO₃) mit 35,0% N
- Dikalziumhydrogenphosphat (CaHPO₄ · 2H₂O) mit 41,2% P₂O₅
- Kaliumchlorid (KCl) mit 63,2% K₂O
- Bittersalz (MgSO₄*7 H₂O) mit 16,4% MgO
- Holzasche mit 3,43% P₂O₅, 6,44% K₂O und 4,25% MgO; dieses Aschengemisch nach Anfall mit einem Verhältnis von Grobasche : Zyklonflugasche = 66,2 : 33,8 Gew% stammte aus der Rindenfeuerung St.Marein im Mürztal. Die Untersuchungsmethoden für die Holzasche sind in ANHANG A beschrieben.

Alle Versuchsglieder erhielten zum Anbau eine Stickstoffdüngung von 1g Stickstoff pro Gefäß und zu Beginn des Schossens noch einmal 0,5g N je Gefäß.

Es wurden folgende Versuchsglieder getestet:

- V1: "P-K-Mg-Nullvariante"
- V2: 35,00g Holzasche => P-K-Mg-äquivalent zu V6
- V3: 0,00g P₂O₅, 2,25g K₂O, 1,49g MgO
- V4: 0,40g P₂O₅, 2,25g K₂O, 1,49g MgO
- V5: 0,80g P₂O₅, 2,25g K₂O, 1,49g MgO
- V6: 1,20g P₂O₅, 2,25g K₂O, 1,49g MgO
- V7: 46,60g Holzasche => P-K-Mg-äquivalent zu V11
- V8: 1,60g P₂O₅, 0,00g K₂O, 1,98g MgO
- V9: 1,60g P₂O₅, 1,00g K₂O, 1,98g MgO
- V10: 1,60g P₂O₅, 2,00g K₂O, 1,98g MgO
- V11: 1,60g P₂O₅, 3,00g K₂O, 1,98g MgO
- V12: 14,12g Holzasche => P-K-Mg-äquivalent zu V16
- V13: 0,48g P₂O₅, 0,91g K₂O, 0,00g MgO
- V14: 0,48g P₂O₅, 0,91g K₂O, 0,20g MgO
- V15: 0,48g P₂O₅, 0,91g K₂O, 0,40g MgO
- V16: 0,48g P₂O₅, 0,91g K₂O, 0,60g MgO

Wie aus der Zusammenstellung der Varianten ersichtlich ist, wurden für jeden der drei Nährstoffe (P₂O₅, K₂O, MgO) Steigerungsreihen mit je 4 Abstufungen und zu jeder dieser Reihen eine Holzaschenvariante angelegt, die in ihrem Nährstoffgehalt der jeweils höchsten Steigerungsstufe entsprach.

Nach der Anlage des Versuches erfolgte eine Bonitur des Aufgangs. Während der laufenden Betreuung (wöchentlich zwei- bis dreimaliges Gießen mit lauwarmem Leitungswasser) wurden auch die Entwicklung und die Pflanzengesundheit kontrolliert.

Bei der Ernte am 12. Juli 1993 wurden von jedem Gefäß die Pflanzen mit einer Schere möglichst nahe dem Hypokotyl abgeschnitten, gewogen und die ährentragenden Halme gezählt. Dann wurden das Stroh und die Ähren getrennt und das Strohgewicht gesondert ermittelt. Das Ausdreschen der Körner, die Bestimmung der Trockenmassen, des Tausenkorngewichtes und der Kornzahl pro Ähre erfolgte mit den Laborgeräten des Institutes für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität für Bodenkultur. Nach der Ernte wurde die Erde mit Wasser aufgeweicht, so daß nach drei Tagen die Wurzeln schonend zu entfernen waren. Die Wurzeln wurden nach dem Waschen getrocknet und die Wurzelrockenmasse bestimmt.

4.1.1.2 Ergebnisse

Wie bereits erwähnt, stand bei der Auswertung der Daten vor allem die Nährstoffverfügbarkeit aus der Holzasche im Zentrum.

Als erstes war zu überlegen, welches statistische Auswertungsverfahren am ehesten zur Beantwortung der gestellten Fragen geeignet wäre:

- a) Eine einfache Varianzanalyse (z.B. die Verrechnung des Versuches als Blockanlage) hätte zwar eine Reihung der sechzehn Varianten hinsichtlich des Ertrages zusammen mit einer statistischen Bewertung dieser Reihung ergeben, wie gut aber welcher Nährstoff aus der Holzasche verfügbar war, wäre damit nicht zu beantworten gewesen.
- b) Die Auswertung in einer dreifaktoriellen Varianzanalyse (mit der getrennten Bewertung des Einflusses der drei Nährstoffe P, K und Mg sowie der Wechselwirkungen) war nicht möglich, da der Versuch aus Platz- und Kostengründen nicht orthogonal angelegt werden konnte.
- c) So blieb als dritte Möglichkeit nur die Auswertung über eine multiple Regressionsanalyse mit dem Ertrag als abhängige und den Düngermengen als unabhängige Variablen.

Die zweite Überlegung zur Auswertung betraf die Frage, welcher "Ertrag" für die Berechnungen herangezogen werden sollte: Der Gesamtpflanzenenertrag würde eher als der Kornertrag Rückschlüsse auf die Nährstoffaufnahme zulassen, aus praktischer Sicht ist aber der Kornertrag interessanter. Im Rahmen einer Korrelationsrechnung zwischen dem Kornertrag und dem "Gesamtpflanzenenertrag" (Korn + Stroh) löste sich diese Frage insofern von selbst, als zwischen diesen beiden Beobachtungsgrößen ein beinahe linearer Zusammenhang ($r=0,997$, $P\leq 0,01$) bestand. Aus diesem Grund wurde für die folgenden Berechnungen der für die Praxis interessantere Kornertrag als abhängige Variable verwendet.

4.1.1.2.1 Die Berechnung der Phosphatverfügbarkeit aus Holzasche im Vergleich zu Dikalziumhydrogenphosphat

Im ersten Berechnungsschritt wurde nur dem Phosphat Beachtung geschenkt. Es war nämlich nach den bekannten Aschen- und Aschenluatanalysen (Tabelle 5) anzunehmen, daß es bei geringem Gehalt auch sehr schwer löslich und damit am ehesten ertragsbegrenzend sein würde. Dieses Argument würde ebenso für das Magnesium gelten, im Gegensatz zur Magnesium-Steigerungsreihe (V13 bis V16) war aber die Phosphat-Steigerungsreihe (V3 bis V6) nicht durch einen Mangel an anderen Nährstoffen gefährdet.

Tabelle 5: Durchschnittliche Gehalte an P₂O₅, K₂O und MgO in Rindenasche und deren Eluierbarkeit (nach DIN 38414, Teil 4 (DEV-S4-Verfahren)) [P.RUCKENBAUER et al., 1992]

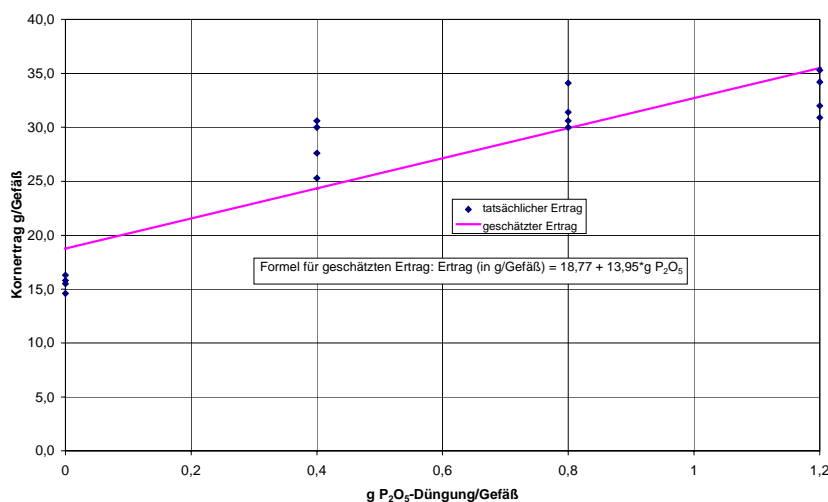
Nährstoff	mittlerer Gehalt in Rindenasche in % der TS	mittlerer eluierbarer Anteil aus Rindenasche in mg/l
P ₂ O ₅	1,21	0,15
K ₂ O	3,56	410,07
MgO	5,81	0,14

Für die Berechnung wurden nur die Varianten der Phosphat-Steigerungsreihe (V3 bis V6) herangezogen. Es bestand bei Annahme eines linearen Modells folgender Zusammenhang:

Gleichung 1:

$$\text{Ertrag (g/Gefäß)} = 18,77 + 13,95 \cdot (\text{g P}_2\text{O}_5)$$

Abbildung 4: Die Abhängigkeit des Kornertrags von Sommergerste von der Phosphatdüngung im Gefäßversuch 1993



Dieses Modell war statistisch hoch signifikant gesichert ($F=48,22$; $P \leq 0,01$ bei $FG_{\text{Reg}}=1$ und $FG_{\text{Fehler}}=14$). Das Bestimmtheitsmaß (r^2) zwischen den beiden Größen betrug 77,5%, das heißt, daß etwas mehr als drei Viertel der Varianz des Ertrages durch die Varianz der Phosphatdüngung erklärt werden konnten.

Der Ertrag der Holzaschenvariante V2 betrug durchschnittlich 22,9g P₂O₅ je Gefäß. Bei gleicher P-Verfügbarkeit wie aus Dikalziumhydrogenphosphat hätte dieser Ertrag nach Gleichung 1 mit einer P₂O₅-Menge von 0,3g je Gefäß erreicht werden müssen. Tatsächlich wurden aber mit der vergleichbaren Holzaschenvariante V2 1,20 g P₂O₅ gedüngt. Somit war davon auszugehen, daß die Phosphatverfügbarkeit aus Holzasche im Vergleich zu Dikalziumhydrogenphosphat 24,69% betrug.

4.1.1.2.2 Die Berechnung der Kaliumverfügbarkeit aus der Holzasche im Vergleich zu Kaliumchlorid

Zur Ermittlung der Kaliumverfügbarkeit wurde die einfache auf eine zweifache (lineare) Regressionsanalyse ausgeweitet, das heißt, es erfolgte eine gemeinsame Verrechnung der Werte aus der Phosphat- und der Kaliumsteigerungsreihe.

Das sich daraus ergebende mathematische Modell (Korntrug in g pro Gefäß in Abhängigkeit von der Phosphat- und der Kalidüngung) hat folgenden Aufbau:

Gleichung 2:

$$\text{Ertrag (g/Gefäß)} = 12,83 + 8,58 \cdot (\text{g P}_2\text{O}_5/\text{Gefäß}) + 3,81 \cdot (\text{g K}_2\text{O}/\text{Gefäß})$$

Auch dieses Modell war statistisch hoch signifikant gesichert ($F=63,16$; $P \leq 0,01$ bei $FG_{\text{Reg}}=2$ und $FG_{\text{Fehler}}=33$), das Bestimmtheitsmaß (r^2) betrug 0,79.

Die Aufwandsmengen der Holzaschen-Varianten V2 und V7 waren auf die jeweils höchste Steigerungsvariante der Phosphat- (V6) bzw. Kalireihe (V11) abgestimmt. Durch Einsetzen der Erträge der Varianten V2 und V7 sowie durch Multiplikation der eingesetzten Phosphatmenge mit der unter Kapitel 4.1.1.2.1 errechneten Phosphatverfügbarkeit in Gleichung 2 konnte eine fiktive Kalidüngermenge für die Holzaschenvarianten berechnet werden.

Im Durchschnitt aller Wiederholungen der Varianten V2 und V7 betrug damit - aufbauend auf dem Ergebnis der Berechnung der Phosphatverfügbarkeit (24,69% des P_2O_5 -Gehaltes der Holzasche) - die Kaliverfügbarkeit aus Holzasche 79,45% gegenüber der von Kaliumchlorid.

4.1.1.2.3 Die Ermittlung der Magnesiumverfügbarkeit aus der Holzasche im Vergleich zu Bittersalz

Die Ermittlung der Magnesiumverfügbarkeit im Rahmen dieses Gefäßversuches war in zweifacher Hinsicht schwierig. Die erste Schwierigkeit lag in der hohen Magnesiumversorgung der verwendeten Erde, so daß hier eine Überdeckung der Düngewirkung aus der Holzasche zu erwarten war. Das zweite Problem bestand darin, daß die Phosphat- und Kalidüngung in der „Magnesiumreihe“ (V13 bis V16) aufgrund ihrer Anpassung an die Holzaschenvariante V12 ziemlich gering bemessen waren und somit mögliche Ertragsbegrenzungen darstellten.

Die Ausweitung des mathematischen Modells von der zweifachen auf die dreifache Regressionsanalyse (Gleichung 3: Korntrug in Abhängigkeit von der Phosphat-, der Kalium- sowie der Magnesiumdüngung) führte aus diesem Grund zu keiner weiteren Erhöhung des Bestimmtheitsmaßes (79,66%) mehr, auch wenn das Modell statistisch hoch signifikant gesichert war ($F=62,66$; $P \leq 0,01$ bei $FG_{\text{Reg}}=3$ und $FG_{\text{Fehler}}=48$).

Gleichung 3:

$$\text{Ertrag (g/Gefäß)} = 16,13 + 11,44 \cdot (\text{g P}_2\text{O}_5/\text{Gefäß}) + 4,61 \cdot (\text{g K}_2\text{O}/\text{Gefäß}) - 4,66 \cdot (\text{g MgO}/\text{Gefäß})$$

Beim Einsetzen des Kornertrages der Holzaschenvarianten in diese Gleichung auf der Basis der vorher bestimmten P- und K-Wirksamkeit errechnete sich eine Mg-Verfügbarkeit aus der Holzasche von 75,6% im Vergleich zu Bittersalz.

Dieses Ergebnis erscheint aufgrund der geringen Eluierbarkeit von Magnesium aus Holzasche (siehe Tabelle 5) wenig glaubwürdig, ist aber aufgrund der oben angeführten Ursachen einer möglichen Verzerrung des Ergebnisses nicht außergewöhnlich.

Von den Ertragskomponenten (Anzahl der Ähren pro Gefäß, Kornzahl pro Ähre und Tausendkorngewicht) konnte nur die Bestandesdichte in einen signifikanten Zusammenhang mit der Düngung gebracht werden. Für das Wurzelgewicht bestand zwar allgemein eine statistisch gesicherte Abhängigkeit von der Düngung, das Bestimmtheitsmaß war aber gering. [R.SIGMUND, 1994]. Das heißt, daß nur ein kleiner Teil der Streuung des Wurzelgewichts aus dem Einfluß der Düngung erklärt werden konnte.

4.1.2 Der Gefäßversuch 1994

Aus Abbildung 4 ist erkennbar, daß die Annahme eines linearen Modells für den Zusammenhang zwischen Phosphatdüngung und Kornertrag nicht fraglich war. Aus diesem Grund wurde der Gefäßversuch im Jahr 1994 mit geänderten Varianten wiederholt. Das Ziel dabei war, durch eine feinere Abstufung der P-Düngungsstufen ausreichend Daten für ein besseres mathematisches Modell zu bekommen, das rückwirkend auch auf die Daten des Jahres 1992 angewandt werden konnte.

4.1.2.1 Versuchsanlage, Material und Methoden

Die Anlage des zweiten Gefäßversuches erfolgte am 19. April 1994 im Glashaus der Universität für Bodenkultur. Wie im Jahr 1993 wurden "Kick-Brauckmann"-Gefäße verwendet (siehe Seite 30).

Durch die Aufstellung der Gefäße auf insgesamt vier Wägen war es möglich, ihre Position während der Vegetationsperiode mehrmals zu ändern, um eventuelle Einflüsse durch Licht- und Temperaturunterschiede auszugleichen. Durch die Änderung der Varianten mußte die Anzahl der Wiederholungen von 4 auf 3 reduziert werden, so daß die Wägen nicht mehr gleichzeitig als „Blöcke“ (wie im Jahr 1993) definiert werden konnten.

Die Töpfe wurden mit je 5 kg der folgenden **Erdmischung** gefüllt:

Bestandteil	kg Frischmasse/Gefäß	kg Trockenmasse/Gefäß
Leca (<1 cm)	0,80	0,80
Quarzsand trocken	0,70	0,70
Quarzsand feucht	1,00	0,96
Torf	0,50	0,25
Erde	2,00	1,80
Mischung	5,00	4,51

Die verwendete Erde stammte aus dem seit 80 Jahren ungedüngten Roggen-Dauerversuch der Versuchswirtschaft Großenzersdorf. Dar aus dem Versuch 1993 ihre hohe Magnesiumversorgung bekannt war, wurde versucht, den Nährstoffgehalt der Mischung durch ein noch stärkeres „Verdünnen“ mit nährstoffarmen Komponenten (Leca, Quarzsand, Torf) so niedrig als möglich zu halten.

Die Untersuchung der verwendeten Erdmischung am Landwirtschaftlichen Versuchszentrum in Graz ergab allerdings, daß die Erdmischung trotz dieser Verdünnung eine Nährstoffversorgung aufwies, die jener der Mischung des Jahres 1993 sehr ähnlich war:

Bezeichnung	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg	pH
Probe 1	10	10	15	6,9
Probe 2	13	12	15	6,9
Durchschn.	11,5	11,0	15,0	6,9

Für die Untersuchung der Erdmischung sind dieselben Methoden zur Anwendung gelangt wie im Jahr 1993 (siehe Seite 31).

Die Kaliversorgung dieser Mischung war als „niedrig“ einzustufen, die Phosphatversorgung als „ausreichend“ und die Magnesiumversorgung als „hoch“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996b]. Hinsichtlich der Prüfung der Holzasche auf ihre „Magnesiumwirkung“ war damit keine Verbesserung gegenüber dem Jahr 1993 zu erwarten.

In jedes Gefäß wurden 30 Körner der Sommergerstensorte "Viva" (gebeizt mit "Rovral") eingesetzt. Nach dem Aufgang wurde die Bestandesdichte auf 25 Pflanzen pro Gefäß reduziert.

Zur Düngung wurden folgende Nährsalze verwendet, welche unmittelbar nach der Einwaage oberflächlich in die Erden der Gefäße eingemischt wurden:

- Ammonitrat (NH₄NO₃) mit 35,0% N

- Dikalziumhydrogenphosphat ($\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) mit 41,2% P_2O_5
- Kaliumchlorid (KCl) mit 63,2% K_2O
- Bittersalz ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) mit 16,4% MgO
- Holzasche mit 2,88% P_2O_5 , 6,31% K_2O und 4,46% MgO. Die Untersuchungsmethoden für die Holzasche sind in ANHANG A beschrieben. Es handelte sich dabei um eine Mischung einer Hackgut-asche aus Kirchberg und einer Sägespäne-asche aus Kapfenberg im Gewichts-verhältnis 2 : 1

Alle Versuchsglieder erhielten zum Anbau eine Stickstoffdüngung von 1g Stickstoff pro Gefäß und zu Beginn des Schossens noch einmal 0,5g N je Gefäß.

Es wurden folgende Versuchsglieder getestet:

V1:	"P-K-Mg-Nullvariante"	
V2:	41,64 g Holzasche => P-K-Mg-äquivalent zu V7	
V3:	0,00 g P_2O_5 , 2,63 g K_2O , 1,86 g MgO	
V4:	0,20 g P_2O_5 , 2,63 g K_2O , 1,86 g MgO	
V5:	0,40 g P_2O_5 , 2,63 g K_2O , 1,86 g MgO	V3 bis V7: P-Steigerung
V6:	0,80 g P_2O_5 , 2,63 g K_2O , 1,86 g MgO	
V7:	1,20 g P_2O_5 , 2,63 g K_2O , 1,86 g MgO	
V8:	47,56 g Holzasche => P-K-Mg-äquivalent zu V13	
V9:	1,37 g P_2O_5 , 0,00 g K_2O , 2,12 g MgO	
V10:	1,37 g P_2O_5 , 0,50 g K_2O , 2,12 g MgO	
V11:	1,37 g P_2O_5 , 1,00 g K_2O , 2,12 g MgO	V9 bis V13: K-Steigerung
V12:	1,37 g P_2O_5 , 2,00 g K_2O , 2,12 g MgO	
V13:	1,37 g P_2O_5 , 3,00 g K_2O , 2,12 g MgO	
V14:	13,45 g Holzasche => P-K-Mg-äquivalent zu V19	
V15:	0,39 g P_2O_5 , 0,85 g K_2O , 0,00 g MgO	
V16:	0,39 g P_2O_5 , 0,85 g K_2O , 0,10 g MgO	
V17:	0,39 g P_2O_5 , 0,85 g K_2O , 0,20 g MgO	V15 bis V19: Mg-Steigerung
V18:	0,39 g P_2O_5 , 0,85 g K_2O , 0,40 g MgO	
V19:	0,39 g P_2O_5 , 0,85 g K_2O , 0,60 g MgO	
V20:	24,82 g Holzasche	
V21:	36,19 g Holzasche	

Grundsätzlich war die Versuchsanlage gegenüber dem Jahr 1993 nur wenig verändert. Es wurde lediglich bei jeder Steigerungsreihe ein weiteres Versuchsglied eingefügt, darüber hinaus konnten noch zwei Holzaschenvarianten dazugenommen werden. Die Zahl der

Wiederholungen war durch die begrenzte Zahl der Gefäße und wegen der Hinzunahme der neuen Varianten von 4 auf 3 zu reduzieren.

Der Zweck der Hinzunahme der neuen Versuchsglieder lag darin, genauere Erkenntnisse über den Verlauf der Ertragskurven im "unteren" Bereich zu erlangen.

Nach der Anlage des Versuches erfolgte eine Bonitur des Aufgangs. Während der laufenden Betreuung (wöchentlich zwei- bis dreimaliges Gießen mit lauwarmem Leitungswasser) wurden auch die Entwicklung und die Pflanzengesundheit kontrolliert.

Bei der Ernte am 13. Juli 1994 wurden von jedem Gefäß die Pflanzen mit einer Schere möglichst nahe dem Hypokotyl abgeschnitten, gewogen und die ährentragenden Halme gezählt. Dann wurden das Stroh und die Ähren getrennt und das Strohgewicht gesondert ermittelt. Das Ausdreschen der Körner, die Bestimmung der Trockenmassen, des Tausendkorngewichtes und der Kornzahl pro Ähre erfolgte mit den Laborgeräten des Institutes für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität für Bodenkultur.

4.1.2.2 Ergebnisse

4.1.2.2.1 Die Berechnung der Phosphatverfügbarkeit aus Holzasche im Vergleich zu Dikalziumhydrogenphosphat und Korrektur der Ergebnisse aus dem Jahr 1993

Durch die Hinzunahme weiterer Versuchsglieder konnten Nährstoffwirkungen der Holzasche besser geschätzt werden. Vor allem für die Phosphor-Steigerungsreihe war eine genauere Schätzung des Kurvenverlaufs möglich: Es stellte sich heraus, daß die Abhängigkeit des Ertrages von der P-Versorgung nicht einen linearen Verlauf nahm, sondern durch folgenden mathematischen Zusammenhang zu erklären war:

Gleichung 4:

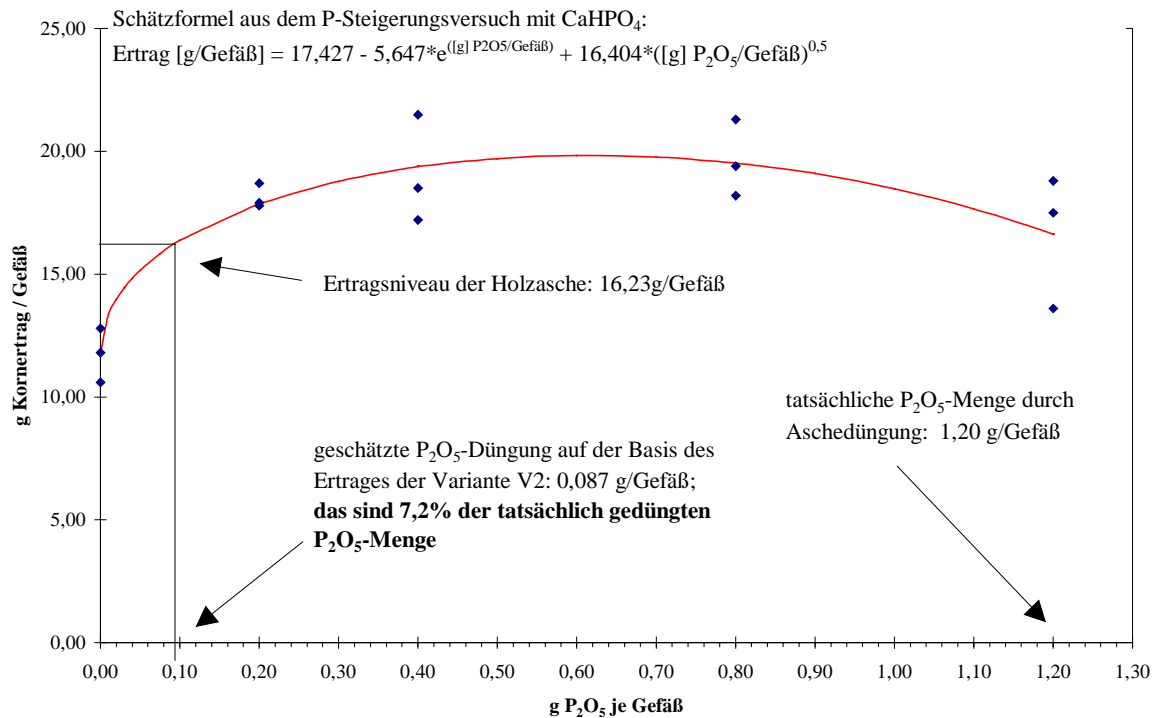
$$\text{Ertrag [g/Gefäß]} = 17,427 - 5,647 * e^{(g P_2O_5/Gefäß)} + 16,404 * (g P_2O_5/Gefäß)^{0,5}$$

Diese Regression ist statistisch hoch signifikant gesichert ($F=22,10$; $P<0,01$ bei $FG_{\text{Reg}}=2$ und $FG_{\text{Fehler}}=12$). Das Bestimmtheitsmaß (r^2) zwischen den beiden Größen beträgt 78,6%, das heißt, daß etwas mehr als drei Viertel der Varianz des Ertrages durch die Varianz der Phosphatdüngung erklärt werden können.

In Abbildung 5 ist die Ermittlung der Phosphatverfügbarkeit anhand der Gleichung 4 grafisch dargestellt. Es ist wahrscheinlicher, daß für das Jahr 1994 eine Phosphatverfügbarkeit aus Holzasche von 7,23% gegenüber CaHPO_4 anzunehmen ist. Theoretisch wäre es auch möglich, daß die Asche im Vergleich zu Dikalziumhydrogenphosphat eine mehr als 100%ige Phosphatverfügbarkeit aufweist, dieser Annahme stehen aber die Ergebnisse der Eluatversuche und die

Tatsache, daß bei der weiteren Verrechnung ebenso völlig unwahrscheinliche Ergebnisse für die Kalium- sowie die Magnesiumverfügbarkeit resultieren würden, entgegen.

Abbildung 5: Ermittlung der Phosphatverfügbarkeit aus Holzasche aus den Daten des Gefäßversuchs im Jahr 1994



Es zeigte sich, daß das mathematische Modell der Gleichung 4 auch für die Verrechnung der Daten des Jahres 1993 besser geeignet war als das lineare Modell:

Gleichung 5:

$$\text{Ertrag [g/Gefäß]} = 18,562 - 2,971 * e^{-(g P_{2}O_{5}/Gefäß)} + 22,18 * (g P_{2}O_{5}/Gefäß)^{0,5}$$

Bei analoger Vorgangsweise zur Berechnung der Phosphatverfügbarkeit wie im Jahr 1994 resultiert im Jahr 1993 eine Phosphatwirkung aus der Holzasche von 10,01% im Vergleich zu sekundärem Kalziumphosphat.

4.1.2.2.2 Die Berechnung der Kaliumverfügbarkeit aus der Holzasche im Vergleich zu Kaliumchlorid

Zur Berechnung der Kaliverfügbarkeit wurde eine lineare Regression mit dem Ertrag als der abhängigen und der P- sowie der K-Düngung als unabhängige Variablen angenommen. Der Zusammenhang ist in Gleichung 6 dargestellt:

Gleichung 6:

$$\text{Ertrag [g/Gefäß]} = 10,93 + 3,41 * (g P_{2}O_{5}/Gefäß) + 1,38 * (g K_{2}O/Gefäß)$$

Für das Jahr 1994 resultierte nach der unter Kapitel 4.1.1.2.2 beschriebenen Methode eine Kaliumverfügbarkeit von 123,12% im Vergleich zu Kaliumchlorid. Durch Einsetzen der korrigierten Phosphatverfügbarkeit für das Jahr 1993 in Gleichung 2 war die Kaliumverfügbarkeit für 1993 von 79,45% auf 97,10% zu korrigieren.

4.1.2.2.3 Die Ermittlung der Magnesiumverfügbarkeit aus der Holzasche im Vergleich zu Bittersalz

Analog zur Vorgangsweise bei der Berechnung der Kaliumverfügbarkeit wurde das lineare Regressionsmodell um die Hinzunahme der Magnesiumdüngung als eine weitere unabhängige Variable ausgeweitet.

Gleichung 7:

$$\text{Ertrag [g/Gefäß]} = 14,47 + 3,06 \cdot (\text{g P}_2\text{O}_5/\text{Gefäß}) + 1,07 \cdot (\text{g K}_2\text{O}/\text{Gefäß}) - 1,11 \cdot (\text{g MgO}/\text{Gefäß})$$

Die Varianzanalyse für dieses Modell ergab, daß es mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 5% für die Ertragsschätzung geeignet war. Das Bestimmtheitsmaß wurde allerdings gegenüber der unter Gleichung 6 beschriebenen Regression vermindert, die Hinzunahme der Magnesiumsteigerungsreihe brachte damit keine weitere Genauigkeit in der Ertragsschätzung.

Die Magnesiumverfügbarkeit im Vergleich zu Bittersalz wurde in der gleichen Art wie die Kaliumverfügbarkeit ermittelt (siehe 4.1.1.2.2). Sie lag im Durchschnitt für alle im Versuch verwendeten Holzaschenvarianten bei 73,2% und für das 1993 bei 73,0%. Diese Ergebnisse sind zwar sehr ähnlich, aber doch mit Vorsicht zu betrachten. Die Berücksichtigung der Magnesiumdüngung zur Ertragsschätzung hat nämlich weder im Jahr 1993 noch 1994 eine Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes gegenüber jenen Modellen erbracht, die den Ertrag nur durch die Phosphat- und die Kalidüngung erklärten. Darüber hinaus gab es große Schwankungen zwischen den berechneten Magnesiumverfügbarkeiten der verschiedenen Holzaschenvarianten.

4.1.3 Zusammenfassung der Ergebnisse der Gefäßversuche 1993 und 1994

In Tabelle 6 sind die Nährstoffverfügbarkeiten, wie sie sich aus den Gefäßversuchen 1993 und 1994 errechnet haben, zusammengefaßt. Im wesentlichen bestätigen die Ergebnisse der beiden Jahre die aus den Eluatversuchen gewonnene Erkenntnis hinsichtlich einer schlechten Phosphat- und einer sehr guten Kaliumverfügbarkeit aus Holzasche (siehe Tabelle 5). Für Magnesium ergaben die Gefäßversuche auf den ersten Blick eine wesentlich bessere Verfügbarkeit als nach der Eluierbarkeit zu erwarten war. Die hohe Magnesiumversorgung des Substrates sowie die Aufsummierung des statistischen Fehlers durch die Art der Berechnung

haben allerdings dazu geführt, daß der Ertrag durch die Hinzunahme des Faktors „Magnesiumdüngung“ nicht besser erklärt werden konnte als durch die Faktoren „Phosphat-“, und „Kalidüngung“ allein.

Tabelle 6: Die Phosphat-, Kali- und Magnesiumverfügbarkeit aus Holzasche im Vergleich zu sek. Kalziumphosphat, Kaliumchlorid und Bittersalz; Ergebnisse der Gefäßversuche 1993 und 1994

Nährstoff	1993	1994	Durchschnitt
Phosphat	10,0	7,2	8,6
Kali	97,1	123,1	110,1
Magnesium	73,2	73,0	73,1

4.2 DIE DURCHFÜHRUNG DES DÜNGUNGSVERSUCHES MIT HOLZASCHE AUF GRÜNLAND

4.2.1 Material und Methoden

4.2.1.1 Allgemeine Daten zur Versuchsfläche

Lage der Versuchsfläche: Die Versuchsfläche befand sich in Jasnitz, Gemeinde Allerheiligen im Müritzal auf ca. 600 m Seehöhe. Sie lag in der Längsrichtung auf der Linie NO-SW.

Das Grundstück wurde bis Anfang der siebziger Jahre als Acker für den Feldfutterbau (Silo-mais) und seit dieser Zeit bis Projektbeginn als zweischnittige Dauerwiese genutzt. Der Viehbesatz lag bei maximal 1 Großvieheinheit (Rinder) je ha, Handelsdünger wurden nach Auskunft des Landwirtes in dieser Zeit nicht ausgebracht. Entsprechend den ortsüblichen Gepflogenheiten wurden die zwei jährlichen Schnitte relativ spät durchgeführt und das Mähgut zur Heubereitung verwendet. Mit Versuchsbeginn wurde die Schnitthäufigkeit auf drei Schnitte pro Jahr erhöht, wobei ab dem zweiten Versuchsjahr der erste und zweite Schnitt zur Verbesserung der Futterqualität früher als ortsüblich angesetzt wurden.

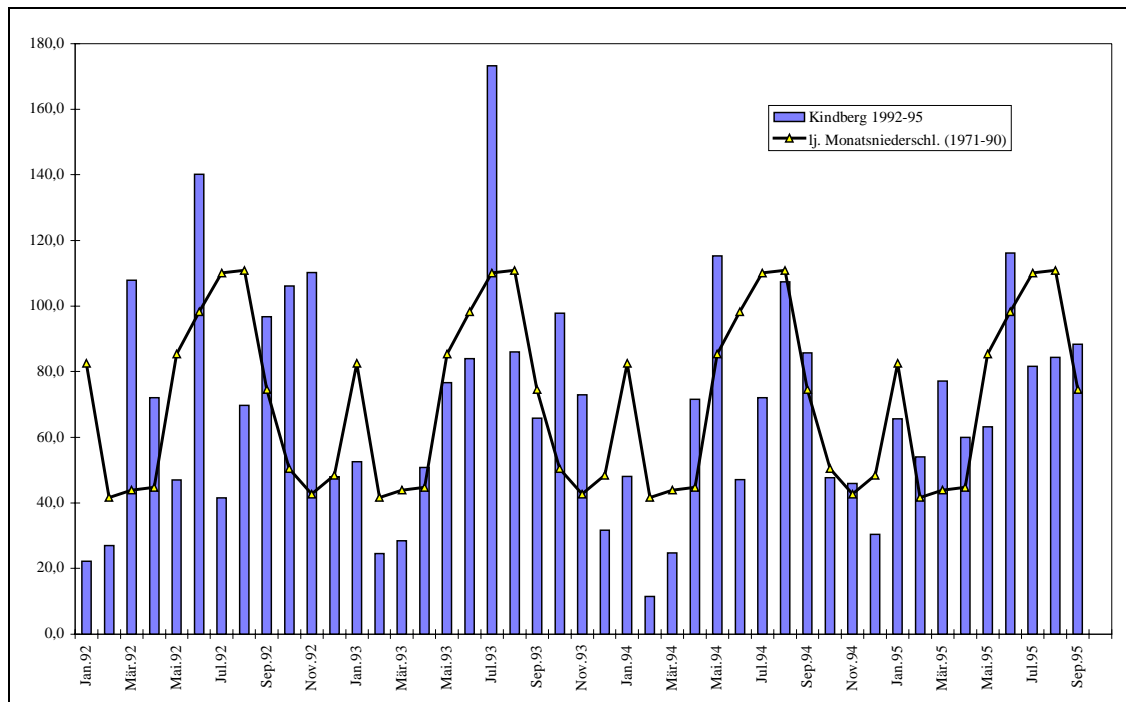
Klima: In unmittelbarer Nähe der Versuchsfläche befand sich keine Klimabeobachtungsstation, so daß zur Charakterisierung der klimatischen Vorgänge in den Versuchsjahren 1992 bis 1995 die Daten der Wetterstationen Kindberg heranzuziehen waren.

Im Zeitraum von 1951 bis 1980 lag in Kindberg die mittlere Jahrestemperatur bei 6,7 °C, die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge betrug 791 mm. Die Beobachtung der Niederschläge von 1971 bis 1990 weist eine mittlere Niederschlagsmenge von 806 mm pro Jahr aus.

Abbildung 6 dient der Charakterisierung der Niederschlagsverteilung aller vier Versuchsjahre im Vergleich zum zwanzigjährigen Mittel (1971 - 1990) [STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1995].

Es fällt auf, daß die Winterniederschläge in keinem der vier Versuchsjahre den langjährigen Durchschnitt erreicht haben, die Niederschläge der Monate März und April lagen aber zumeist im Bereich der älteren Erfahrungswerte oder sogar darüber. Der Mai war 1992 und 1995 etwas zu trocken, dies wurde in den beiden Jahren durch höhere Niederschläge im Juni jedoch wieder ausgeglichen. Sehr trocken waren in diesem Gebiet die Monate Juni bis August 1994, wodurch beim zweiten und beim dritten Aufwuchs zum Teil schlimmere Trockenschäden zu beobachten waren als im „Trockenjahr“ 1992, in dem durch geringe Niederschläge im Juli und August nur der dritte Aufwuchs etwas benachteiligt war.

Abbildung 6: Niederschläge (Monatsmittel) in Kindberg mm von 1992 bis 1995 im Vergleich zu langjährigen Daten



Boden und Bodendichte: Nach der Kartierung durch die Bundesanstalt für Bodenkunde (Erläuterungsheft zur Österreichischen Bodenkarte 1:25000, Kartierungsbereich Mürzzuschlag, 1973) ist der Bodentyp eine kalkfreie Lockersediment-Braunerde aus vorwiegend feinem Schwemmaterial über Schotter. Der Boden ist hoch wasserdurchlässig und verfügt über eine eher geringe Speicherkraft. Die Humusverhältnisse im Oberboden (A-Horizont bis 10 cm) werden als "stark humos" bis "mittelhumos" eingestuft. In der Beurteilung für die landwirtschaftliche Nutzung gilt die Fläche als geringwertiges Ackerland bzw. als mittelwertiges Grünland.

Zur Bestimmung der Bodendichte für die Versuchsfläche im August 1992 wurden an sechs Stellen Bodenproben entnommen. Die Entnahme erfolgte mit beidseitig offenen Stechzylindern aus Metall mit einem Volumen von genau 200 cm³ aus zwei verschiedenen Tiefenstufen (5 bis 10 cm und 20 bis 25 cm). Bei jedem Zylinder wurde die vorstehende Erde vorsichtig entfernt, so daß das vorgegebene Volumen exakt erreicht werden konnte. Die Zylinder wurden beidseitig mit Plastikkappen verschlossen. Die Bestimmungen der Bodenrohndichte, des Wasserhaltevermögens und des Wassergehaltes erfolgten nach ÖNORM L 1062 und ÖNORM L 1068.

Nach dieser Bestimmung betrug die Bodenrohndichte für eine Tiefe von 0 bis 10 cm (übliche Probenahmetiefe im Grünland) 1.447,1 kg/m³, für den Bereich von 0 bis 30 cm 1.384,9 kg/m³.

Bodenanalysen: Vor der ersten Düngung im Jahr 1992 sowie nach der letzten Ernte im Jahr 1995 wurden von jeder Parzelle Bodenproben entnommen und zur Untersuchung auf Nähr-

stoffe sowie Spurenelemente an das Labor weitergegeben. Pro Parzelle erfolgten 21 Einstiche (in einem Raster von 0,67 m x 1,43 m, 10 cm Einstichtiefe), die Erde der einzelnen Einstiche wurde zusammen in einem Kübel gut durchgemischt und in Polyäthylen-Sackerl abgefüllt.

Die Methoden zur Analyse des Bodens sind in ANHANG B beschrieben. Die folgende Tabelle enthält die Untersuchungsdaten für die Varianten A, B, C und D (siehe Kapitel 4.2.1.2) vor Versuchsbeginn.

Tabelle 7: Ergebnisse der Bodenanalysen vom Grünlandversuch zu Versuchsbeginn im Jahr 1992

Erläuterung: Die hier vorliegenden Daten sind über die Wiederholungen gebildete Mittelwerte

Variante	A	B	C	D	Variante	A	B	C	D
pH-Wert in CaCl ₂	6,15	6,24	6,15	6,23	Al [mg/kg TS]	11.788,91	12.186,67	12.337,06	12.533,58
Wassergeh. [% FS]	20,29	20,89	20,64	20,80	Fe [mg/kg TS]	53.524,75	53.301,00	53.821,25	53.401,75
el.LF [mS / cm]	0,16	0,16	0,15	0,15	Mn [mg/kg TS]	896,76	904,93	908,44	873,86
Corg. [mg/kg TS]	2,35	2,37	2,30	2,49	Cu [mg/kg TS]	50,70	51,31	52,82	53,57
Humusgeh. [% TS]	4,04	4,07	3,96	4,29	Zn [mg/kg TS]	137,63	136,62	140,25	145,58
N-Gesamt [mg/kg TS]	2.050,00	2.400,00	2.075,00	2.425,00	Co [mg/kg TS]	18,86	18,84	19,47	18,64
NH ₄ [mg/kg TS]	21,83	17,07	17,00	23,48	Mo [mg/kg TS]	2,04	1,98	2,56	1,93
NO ₃ [mg/kg TS]	1,98	1,50	2,13	1,33	As [mg/kg TS]	111,30	113,49	115,86	111,70
P [mg/kg TS]	1.165,33	1.240,44	1.198,25	1.224,93	Ni [mg/kg TS]	50,53	50,66	54,74	51,30
K [mg/kg TS]	969,15	997,27	1.004,85	1.027,89	Cr [mg/kg TS]	26,44	23,80	28,29	28,14
Ca [mg/kg TS]	2.332,50	2.406,67	2.392,25	2.663,00	Pb [mg/kg TS]	24,71	34,21	25,48	26,64
Mg [mg/kg TS]	4.846,58	5.053,24	5.039,78	5.202,38	Cd [mg/kg TS]	0,44	0,46	0,51	0,62
Na [mg/kg TS]	128,73	128,34	131,10	136,82	V [mg/kg TS]	39,08	39,74	39,89	41,12
B [mg/kg TS]	7,01	6,91	6,49	6,70					

Aus Tabelle 7 ist ersichtlich, daß die Streuung der Daten zwischen den Varianten relativ gering war, das heißt, daß die Fläche für weitere Beobachtungen hinsichtlich Veränderungen durch unterschiedliche Düngungsmaßnahmen gut geeignet war.

4.2.1.2 Die Versuchsanlage, Zusammensetzung der verwendeten Handelsdünger und Aschen und Düngungsbemessung

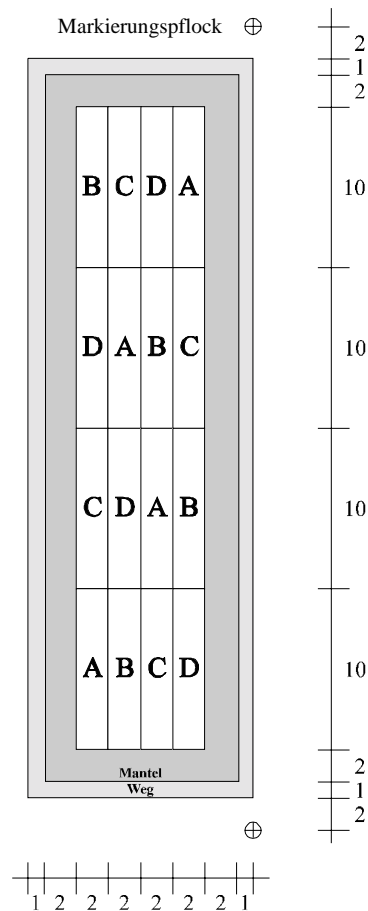
Bei der Versuchsanlage handelte es sich um ein Lateinisches Quadrat mit 4 Blöcken, 4 Säulen und folgenden 4 Versuchsgliedern:

- A .. Nullparzelle, keinerlei Düngung (auch kein Stickstoff)
- B .. Phosphatdüngung mit Hyperphosphat und Kaliumdüngung mit Kornkali mit P- und K-Mengen, die der Variante D äquivalent sein sollen.
- C .. 3000 kg Holzasche/(ha·a)
- D .. 6000 kg Holzasche/(ha·a)

In Abbildung 7 ist die Anordnung der Versuchspartellen dargestellt.

Abbildung 7: Die Versuchsanlage des Grünlandversuches Jasnitz

Erläuterungen: Die Maße sind in m angegeben



Die Bruttofläche der Parzellen betrug 20 m^2 (2m Breite und 10m Länge). Bei der Ernte wurde mit dem Motormäher von jeder Parzelle ein 1,20 m breiter Streifen in Längsrichtung herausgeschnitten, so daß jede Parzelle eine Nettofläche von 12 m^2 aufwies.

Die folgenden Tabellen enthalten Angaben zur Zusammensetzung der verwendeten Aschen und Handelsdünger sowie zur Düngung der Varianten B, C und D.

Die benötigten Handelsdünger wurden 1992 gekauft und Proben daraus noch vor der ersten Düngung untersucht. Die Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 8 enthalten.

Tabelle 8: Nährstoff- und Spurenelementgehalte in Handelsdüngern, die für den Grünlandversuch verwendet wurden

Untersuchungsparameter	Nitromoncal [mg/kg]	Hyperphosphat [mg/kg]	Kornkali 40/6 [mg/kg]
N	270.000	-	-
P ₂ O ₅	1.207	290.998	217
K ₂ O	375	5.271	399.921
CaO	126.206	378.058	3.101
MgO	3.382	31.006	69.805
Na ₂ O	346	8.034	43.215
B	2	433	7
Fe ₂ O ₃	130	5.087	647
MnO	21	211	7
Al ₂ O ₃	160	2.887	1.572
Cu	1,06	13,81	2,06
Zn	4,88	147,72	1,98
Co	-	0,61	0,05
Mo	0,34	10,15	0,55
As	1,71	23,46	-
Ni	-	15,08	0,27
Cr	0,67	42,14	0,64
Pb	-	6,86	-
Cd	0,13	4,08	-
V	0,59	47,72	0,93

Die verwendeten Aschen stammten aus der Sägespänefeuerung Kapfenberg. Es handelte sich dabei um gesiebte Aschengemische aus Grob- und Zyklonflugasche nach Anfall. Die Verhältnisse zwischen Grobasche (GA) und Zyklonflugasche (Z-FA) sowie die Nähr- und Spurenelementgehalte der Aschengemische sind in Tabelle 9 enthalten.

Tabelle 9: Zusammensetzung der im Grünlandversuch von 1992 bis 1995 verwendete Aschengemische nach Anfall

Erläuterungen: GA ... Grobasche; Z-FA ... Zyklonflugasche

Versuchsjahr	1992	1993	1994	1995	Mittelwert
Verhältnis GA : Z-FA	18,6 : 81,4	29,7 : 70,3	18,4 : 81,6	34,6 : 65,4	
pH-Wert in CaCl ₂	10,77	12,55	13,15	13,23	12,42
H ₂ O-Gehalt [% FS]	14,59	1,79	0,90	5,54	5,70
el. Leitfähigkeit [mS/cm]	9,10	17,15	10,98	14,26	12,87
Glühverlust [% TS]	32,91	11,07	15,94	20,84	20,19
C _{org} [mg/kg]	30.734	24.703	58.980	78.863	48.320
CO ₂ [mg/kg]	207.163	165.204	96.171	112.548	145.272
P ₂ O ₅ [mg/kg]	30.869	35.755	32.177	21.191	29.998
K ₂ O [mg/kg]	51.574	87.570	71.919	58.325	67.347
CaO [mg/kg]	295.819	393.176	487.143	395.253	392.848
MgO [mg/kg]	44.558	56.301	73.941	64.112	59.728
Na ₂ O [mg/kg]	4.003	5.438	5.192	2.808	4.360
Al ₂ O ₃ [mg/kg]	12.256	21.584	32.747	17.808	21.099
Fe ₂ O ₃ [mg/kg]	19.300	39.344	50.762	24.877	33.571
MnO [mg/kg]	28.034	31.806	31.756	26.298	29.473
Cu [mg/kg]	190,46	202,23	149,95	135,46	169,53
Zn [mg/kg]	1.190,57	1.403,84	1.466,22	1.069,81	1.282,61
Co [mg/kg]	19,11	14,17	23,69	18,17	18,79
Mo [mg/kg]	3,13	3,63	1,87	2,85	2,87
As [mg/kg]	3,71	6,05	9,40	2,46	5,41
Ni [mg/kg]	34,21	59,09	138,25	48,69	70,06
Cr [mg/kg]	98,53	204,07	187,36	41,40	132,84
Pb [mg/kg]	26,63	36,93	93,64	17,21	43,60
Cd [mg/kg]	14,66	17,61	15,09	13,35	15,18
V [mg/kg]	22,50	28,40	30,92	14,81	24,16

Zur Beprobung wurden bei jeder Entaschung des Ofens aus jedem vollen Grob- und Zyklonflugaschencontainer von mehreren Stellen kleine Proben entnommen und fest verschlossen aufbewahrt. Nach einem Monat wurden die so erhaltenen Grob- und Zyklonflugaschenteilproben zu einer Gesamtprobe vermischt (rund 2 kg pro Versuchsperiode und Aschenfraktion) und anschließend zur Analyse weitergeleitet. Gleichzeitig mit der Probenahme wurde aus den

Grob- und Zyklonflugaschencontainern jeweils Asche entnommen und für die Düngung aufbewahrt (insgesamt ca. 50 kg je Fraktion). Nach der Erfassung der Heizwerksbetriebsdaten und des Mengenanfalls der einzelnen Aschenfraktionen wurden die Grob- und die Zyklonflugaschen im dem der Entnahmeperiode entsprechenden Verhältnis und in der erforderlichen Menge zusammengemischt.

Die Düngung mit Stickstoff erfolgte zu den Varianten B, C und D nach der in Tabelle 10 dargestellten Aufteilung. Die Ausbringung der Asche zu den Versuchsgliedern C und D und des Phosphatdüngers zur Variante B wurde hingegen jährlich nur einmal jeweils zu Beginn der Vegetationsperiode vorgenommen. Die Kaliumdüngung zum Versuchsglied B erfolgte aufgrund der zu Versuchsbeginn bereits bekannten hohen Löslichkeit des Kaliums aus Kornkali in zwei Teilgaben je Versuchsjahr. Alle Dünger wurden manuell ausgestreut.

Tabelle 10: Die Stickstoffdüngung in kg N/ha zu den Varianten B, C und D und ihre Aufteilung zu den Aufwüchsen

Jahr	N-Düngung [kg N/ha] zum ...			Jahres- summe
	ersten Aufwuchs	zweiten Aufwuchs	dritten Aufwuchs	
1992	67,5	54,0	48,5	170,0
1993	60,0	60,0	40,0	160,0
1994	50,0	40,0	40,0	130,0
1995	50,0	40,0	40,0	130,0
Summe	227,5	194,0	168,5	590,0

Die Erfahrungen der ersten beiden Versuchsjahre zeigten, daß die Stickstoffdüngung für eine hohe Ertragslage auf diesem Standort etwas zu hoch bemessen war. Die Reduktion der Stickstoffdüngung in den Jahren 1994 und 1995 paßte besser zu den Ertragsmöglichkeiten der Versuchsfläche, so daß eine drohende einseitige Bestandesentwicklung verhindert werden konnte.

Die in den vier Versuchsjahren ausgebrachten Stickstoff-, Phosphat- und Kalimengen je Variante sind in Tabelle 11 enthalten. Wie daraus hervorgeht, enthalten die Varianten B und D nicht, wie ursprünglich geplant, exakt dieselben Mengen an P_2O_5 und K_2O . Dies liegt darin begründet, daß aufgrund der geringen Erfahrungen mit Aschenanalysen zu Versuchsbeginn im Jahr 1992 die Handelsdüngermengen auf der Basis der Ergebnisse von Aschenuntersuchungen unter Verwendung von Königswasseraufschlüssen errechnet wurden. Die Erfahrungen im Laufe der Jahre haben aber gezeigt, daß für Aschen Druckaufschlußverfahren mit speziellen Säuregemischen (siehe ANHANG A) plausiblere Ergebnisse (einen vollständigen Elementnachweis) bringen. Aus diesem Grund wurden sämtliche Aschenanalysen nochmals wiederholt und die Daten korrigiert. Eine Korrektur der Handelsdüngermengen war zu diesem Zeitpunkt allerdings nicht mehr möglich, der Fehler hielt sich aber insofern in Grenzen, als die verwendeten Mineraldünger keine wirklich reinen Einzelnährstoffdünger waren

(Hyperphosphat enthält geringe Kalimengen und Kornkali etwas Phosphat, siehe Tabelle 8), so daß auf diese Weise ein geringfügiger Mengenausgleich erfolgte.

Tabelle 11: Nährstoffgaben in kg/ha zu den Varianten des Grünlandversuches 1992 bis 1995

Variante	Nährstoff	Summe 1992-95
A	N	0.0
	P ₂ O ₅	0,0
	K ₂ O	0,0
B	N	590.0
	P ₂ O ₅	665,2
	K ₂ O	1.580,4
C	N	590.0
	P ₂ O ₅	362,8
	K ₂ O	809,1
D	N	590.0
	P ₂ O ₅	722,9
	K ₂ O	1.617,4

4.2.1.3 Datenerhebung und Probenahmen vom Erntegut

Zur Ertragsermittlung wurde bei allen Ernten (je 3 pro Versuchsjahr) von jeder Parzelle ein 1,20 m breiter Streifen über die gesamte Parzellenlänge mit einem Motormäher herausgeschnitten und das Schnittgut mit einer Feldwaage gewogen.

Nach der Abwaage wurden mit einem Probenbohrer Proben zu je ca. einem halben Kilogramm des Schnittgutes entnommen und in Plastiksäcken verpackt. Die Einwaage zur TS-Bestimmung erfolgte jeweils am Abend des Erntetages und die Auswaage jeweils nach Erreichen der Gewichtskonstanz (Trocknung bei 105 °C). Im letzten Versuchsjahr wurden bei jeder Ernte von allen Parzellen zusätzlich Proben zu je 0,5 kg für die Gesamtanalyse gezogen. Diese Proben wurden bis zur Abgabe zur Analyse tiefgefroren. Die Analysenmethoden sind in ANHANG C beschrieben.

Neben der Ertragsbestimmung war auch die Beobachtung der botanischen Zusammensetzung des Bestandes von Interesse. Die Schätzungen der Flächenanteile der verschiedenen Pflanzenarten erfolgten jeweils zum Zeitpunkt des ersten Schnittes, im letzten Versuchsjahr wurde eine zusätzliche Bonitur der Bestandeszusammensetzung beim zweiten Schnitt vorgenommen.

4.2.1.4 Der Versuchskalender 1992 bis 1995 (Feldarbeiten)

- 14.05.92: Anlage des Versuches, Bodenproben und die erste Düngungs-Teilgabe.
- 19.05.92: Freimähen der Parzellengrenzen, Ampfer-Punktbekämpfung (Abstreifbesen mit Roundup, 1:1 mit Wasser verdünnt)
- 02.06.92: Schätzung der Bestandeszusammensetzung, erster Schnitt
- 19.06.92: Düngung (zweite Teilgabe), Wiederholung der Ampferbekämpfung
- 15.07.92: Parzellengrenzen freimähen (Vorbereitung für den zweiten Schnitt)
- 28.07.92: zweiter Schnitt
- 10.08.92: Düngung (dritte Teilgabe)
- 19.08.92: Entnahme von Proben zur Bodendichtebestimmung
- 08.09.92: dritter Schnitt; Nachsaat der durch die Ampferbekämpfung entstandenen Fehlstellen (Dauerwiese B - Mischung).
- 16.04.93: Vermessung (Kontrolle), erste Düngungs-Teilgabe
- 05.05.93: Ampfer-Punktbekämpfung (wie 1992)
- 05.06.93: Schätzung der Bestandeszusammensetzung; Ernte des ersten Aufwuchses
- 09.06.93: zweite Düngungs-Teilgabe
- 29.06.93: Kontrolle (Ampfer, Fehlstellen)
- 22.07.93: zweiter Schnitt
- 29.07.93: dritte Düngungs-Teilgabe
- 01.09.93: Kontrolle; genaue Bestimmung der Ausrichtung der Versuchsfläche
- 07.09.93: dritter Schnitt; Einsaat einer Dauerwiese A - Mischung per Hand in durch die Ampferbekämpfung und Wühlmäuse entstandenen Fehlstellen
- 20.04.94: Vermessung (Kontrolle), erste Düngungs-Teilgabe
- 30.04.94: Probenahme für bodenzoologische Voruntersuchung
- 16.05.94: Schätzung der Bestandeszusammensetzung; Ernte des ersten Aufwuchses
- 25.05.94: zweite Düngungs-Teilgabe; Probenahme für bodenzoologische Untersuchungen
- 11.07.94: Ernte des zweiten Aufwuchses; dritte Düngungs-Teilgabe
- 20.04.95: Ausmessen der Versuchsfläche (Kontrolle), Düngung des ersten Aufwuchses
- 22.05.95: Erste Bestandesbonitur
- 24.05.95: Erster Schnitt
- 02.06.95: Düngung des zweiten Aufwuchses
- 06.07.95: Zweite Bestandesbonitur

07.07.95: Zweiter Schnitt

11.07.95: Düngung des dritten Aufwuchses

12.09.95: Dritter Schnitt

03.10.95: Bodenprobenahme

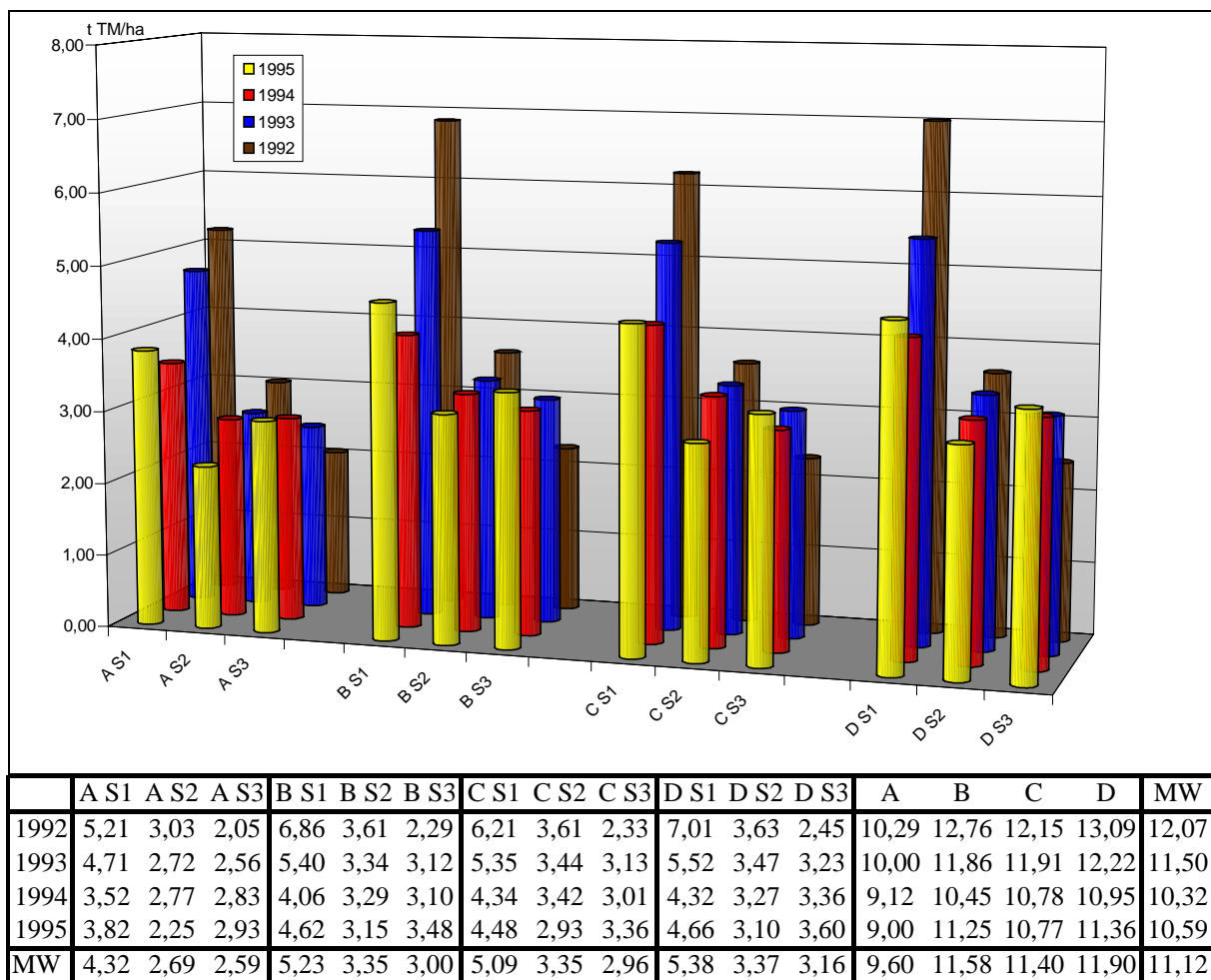
4.2.2 Ergebnisse

4.2.2.1 Erträge

Von 1992 bis 1995 wurden im Grünlandversuch insgesamt 12 Ernten durchgeführt. Die Erträge sind in Abbildung 8 grafisch dargestellt.

Abbildung 8: Die Trockenmasseerträge im Grünlandversuch von 1992 bis 1995

Erläuterungen: A, B, C, D ... Düngungsvarianten; S1, S2, S3 ... erster, zweiter, dritter Schnitt; MW ... Mittelwert



Aus der Grafik ist ersichtlich, daß sich – bedingt durch die Umstellung der Schnitthäufigkeit und der daraus resultierenden Vorverlegung der ersten Ernte im Jahr – im Laufe der Versuchsjahre die Ertragsbildung generell verändert hat: Die Erträge sind beim ersten Schnitt

stark und beim zweiten Schnitt noch leicht zurückgegangen, haben aber beim dritten Aufwuchs zugenommen.

Eine gemeinsame Verrechnung der Daten aller Grünlandernten seit Projektbeginn als dreifaktorielle Spaltanlage mit PLABSTAT [H.F.UTZ, 1991] ergab folgendes Ergebnis:

- a) Es bestand generell ein hoch signifikanter Unterschied zwischen den Düngungsstufen (bei $F_{D,3,108}=57,86$ war die Irrtumswahrscheinlichkeit P für die Ablehnung der H_0 kleiner als 1%). Bei genauerer Prüfung fiel auf, daß dies - wie auch aus der Verrechnung der Einzelergebnisse ersichtlich war - auf den Unterschied zwischen der ungedüngten (A) und den gedüngten Varianten (B, C und D) zurückzuführen war, während innerhalb der gedüngten Varianten kein statistisch zu sichernder Unterschied feststellbar war (siehe Tabelle 12). Das heißt, daß die Aschenvarianten (C und D) bei den gewählten Aufwandsmengen gleich gute Erträge brachten wie die Handelsdüngervariante (B).
- b) Die Erträge der Jahre 1994 und 1995 sind hoch signifikant geringer als jene der Jahre 1992 und 1993 ($F_{J,3,9} = 15,06$; $P \leq 0,01$). Da keine Wechselwirkung zwischen Düngung und Jahren besteht ($F_{D*J,9,108} = 0,85$; $P > 0,05$), kann dieser allgemeine Ertragsrückgang nicht auf die getroffenen Düngungsmaßnahmen zurückgeführt werden (siehe Tabelle 12), sondern er ist wahrscheinlich auf die geänderte Nutzungsintensität und zum Teil auf klimatische Ursachen zurückzuführen.

Tabelle 12: Abhängigkeit der Erträge von der Düngung und vom Versuchsjahr

Abkürzungen: GD....Grenzdifferenz; MW....Mittelwert; **....hoch signifikant; n.s.....nicht signifikant.

Jahre	durchschn. Erträge je Schnitt [t TM je ha]				MW
	Variante				
	A	B	C	D	
1992	3,43	4,25	4,05	4,36	4,02
1993	3,33	3,95	3,97	4,07	3,83
1994	3,04	3,48	3,59	3,65	3,44
1995	3,00	3,75	3,59	3,79	3,53
MW	3,20	3,86	3,80	3,97	3,71
GD _{5%} Düngung:				0,13	**
GD _{5%} Jahre:				0,22	**
GD _{5%} Düngung*Jahre:				0,25	n.s.

- c) Die Ertragsunterschiede zwischen den einzelnen Schnittzeitpunkten sind erwartungsgemäß sehr groß ($F_{S,2,18} = 746,11$; $P \leq 0,01$), wobei, wie Tabelle 13 zeigt, eine Wechselwirkung zwischen Jahren und Schnittzeitpunkten feststellbar war ($F_{J*S,6,18} = 77,97$; $P \leq 0,01$). Zurückzuführen ist dieser Effekt wahrscheinlich auf die unterschiedliche Niederschlagsverteilung in den einzelnen Jahren.

Tabelle 13: Abhängigkeit der Erträge vom Schnittzeitpunkt und vom Versuchsjahr

Abkürzungen: GD...Grenzdifferenz; MW...Mittelwert; **...hoch signifikant.

Jahre	durchschn. Erträge in t TM je ha Schnitt			MW
	I	II	III	
1992	6,32	3,47	2,28	4,02
1993	5,24	3,24	3,01	3,83
1994	4,06	3,19	3,07	3,44
1995	4,39	2,86	3,34	3,53
MW	5,00	3,19	2,93	3,71
GD _{5%} Schnitte:			0,12	**
GD _{5%} Jahre:			0,22	**
GD _{5%} Schnitte*Jahre:			0,25	**

d) Der nach dem zweiten Versuchsjahr beobachtete Trend, demzufolge eine Wechselwirkung zwischen Schnittzeitpunkt und Düngung zu bestehen schien, konnte durch die Verrechnung der Versuchsjahre 1992 bis 1995 statistisch gesichert werden ($F_{S*D,6,108} = 2,78$; $P \leq 0,05$). Das heißt, daß die Pflanzen in den einzelnen Varianten die Nährstoffe möglicherweise unterschiedlich schnell nutzen konnten (siehe Tabelle 14). Eine andere Erklärung für diese Wechselwirkung könnte auch der unterschiedliche Witterungsverlauf in den einzelnen Jahren sein.

Tabelle 14: Abhängigkeit der Erträge von der Düngung und vom Schnittzeitpunkt

Abkürzungen: GD...Grenzdifferenz; MW...Mittelwert; **...hoch signifikant; *... signifikant.

Schnitt	durchschn. Erträge je Schnitt t TM je ha Variante				MW
	A	B	C	D	
I	4,32	5,23	5,09	5,38	5,01
II	2,69	3,35	3,35	3,37	3,19
III	2,59	3,00	2,96	3,16	2,93
MW	3,20	3,86	3,80	3,97	3,71
GD _{5%} Düngung:				0,13	**
GD _{5%} Schnitte:				0,12	**
GD _{5%} Düngung*Schnitte:				0,22	*

4.2.2.2 Die Bestandeszusammensetzung

Ein Kriterium zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Holzasche ist neben dem Ertrag auch die mögliche Veränderung der Bestandeszusammensetzung im Grünland. Eine auffällige

Verschiebung derselben - z.B. eine unzumutbare Verkrautung oder eine zunehmende Dominanz einer bestimmten Grasart - wäre genau so kritisch zu beurteilen wie eine Ertragseinbuße.

In den Jahren 1992 bis 1994 1995 wurden daher jeweils vor der Ernte des ersten und 1995 auch des zweiten Aufwuchses eine visuelle Beurteilung der Bestandeszusammensetzung in den einzelnen Parzellen unter Zuhilfenahme von Bestimmungsbüchern vorgenommen [W.ROTHMALER et al., 1982; T.SCHAUER et al., 1982]. Dabei war von Interesse:

- a) welche Gräser und Kräuter überhaupt vorkamen,
- b) das Verhältnis dominanter Gräser zueinander,
- c) die Bedeckung der Fläche durch die Blatt- und Stengelmasse der Gräser, des Weißklee und der restlichen Kräuter.

In Tabelle 15 sind die Bestandeszusammensetzungen der Versuchsglieder in den einzelnen Versuchsjahren dargestellt. Daraus können folgende Ergebnisse abgeleitet werden:

- a) Der Gräser- sowie der Leguminosenanteil schwankten fast ausschließlich in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung (vgl. mit Tabelle 10). Innerhalb der Gräser zeichnete sich auf der gesamten Versuchsfläche eine Verschiebung von der Dominanz des Knautgrases hin zu einem verstärkten Anteil von Gewöhnlichem Goldhafer, Gewöhnlichem Rispengras und zum Wiesen-Lieschgras ab. Dieser Trend war zum Teil auf die Erhöhung der Nutzungshäufigkeit und der damit verbundenen zeitlichen Vorverlegung der Schnitte sowie auf die Nachsaat einer Dauerwiesenmischung in die Fehlstellen (die durch die Ampferbekämpfung im ersten Jahr entstanden) zurückzuführen. Das Fehlen des Wiesen-Lieschgrases und des Wiesen-Schwingels in der Tabelle für das Jahr 1994 ist durch die sehr frühen Ernte des ersten Aufwuchses in diesem Jahr zu erklären.
- b) Die Düngerform (Mineraldünger = Variante B oder Holzasche = Varianten C und D) hatte offensichtlich keinen Einfluß auf die Bestandeszusammensetzung; lediglich der Leguminosenanteil war in der „Mineraldüngervariante“ im letzten Jahr etwas höher als in den „Aschenvarianten“
- c) Die Düngung hatte – unabhängig von der Form – keinen Einfluß auf die Artenvielfalt. Generell konnten auf der gesamten Versuchsfläche in den letzten beiden Versuchsjahren etwas mehr verschiedene Pflanzenarten beobachtet werden.

Tabelle 15: Die Bestandeszusammensetzung der verschiedenen Düngungsvarianten im Grünlandversuch von 1992 bis 1995

Erläuterungen: Ein „+“ bedeutet ein vereinzelt Vorkommen der betreffenden Pflanze

Deutsche Bezeichnung	Botanischer Name	1992				1993				1994				1995				
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	
Gräser		50,0	73,8	72,5	73,8	65,5	77,5	80,0	78,8	57,5	80,0	80,0	80,0	55,0	66,5	75,0	73,8	
Leguminosen		78,8	31,3	32,5	38,8	61,8	12,5	15,0	10,0	30,0	<10	<10	<10	26,8	16,8	8,8	10,3	
Kräuter														18,3	16,8	16,3	16,0	
Gemeine Quecke	<i>Agropyron repens</i>																	+
Gewöhnlicher Goldhafer	<i>Trisetum flavescens</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	16,3	21,3	23,0	22,5	
Gewöhnliches Rispengras	<i>Poa trivialis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	16,3	12,3	15,3	12,0	
Glatthafer	<i>Arrhenatherum elatius</i>					+	+	+	+	+	+	+	+	+	1,6	+	+	
Italienisches Raygras	<i>Lolium multiflorum</i>																	+
Knaulgras	<i>Dactylis glomerata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	8,8	16,0	18,8	20,0	
Weiche Trespe	<i>Bromus mollis</i>											+		+	+		+	
Weiches Honiggras	<i>Holcus mollis</i>													+				
Wiesen-Fuchsschwanz	<i>Alopecurus pratensis</i>										+				+			
Wiesen-Kammgras	<i>Cynosurus cristatus</i>													+				
Wiesen-Lieschgras	<i>Phleum pratense</i>					+	+	+	+					13,3	14,5	16,8	18,8	
Wiesen-Schwingel	<i>Festuca pratensis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+					+	+	+	+	
Gewöhnlicher Hornklee	<i>Lotus corniculatus</i>													+	+			
Luzerne	<i>Medicago sativa</i>														+			
Rotklee	<i>Trifolium pratense</i>					+	+							+	+	+	+	
Weißklee	<i>Trifolium repens</i>	78,8	31,3	32,5	38,8	61,8	13,8	15,0	11,3	30,0	<10	<10	<10	26,8	16,8	8,8	10,3	
Vogelwicke	<i>Vicia cracca</i>																+	
Feld-Ehrenpreis	<i>Veronica arvensis</i>	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				
Franzosenkraut	<i>Galinsoga parviflora</i>																+	
Gefleckte Taubnessel	<i>Lamium maculatum</i>										+	+	+	0,0	0,0	0,0	0,0	
Geißfuß	<i>Aegopodium podagraria</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	4,8	5,6	4,3	3,7	
Gewöhnlicher Frauenmante	<i>Alchemilla vulgaris</i>													+		+	+	
Gewöhnliches Hornkraut	<i>Cerastium holosteoides</i>													+		+		
Große Brennessel	<i>Urtica dioica</i>											+					+	
Hirtentäschel	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Kriechender Hahnenfuß	<i>Ranunculus repens</i>													6,8	5,7	7,0	4,8	
Kuhblume	<i>Taraxacum officinale</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	6,0	5,0	4,5	6,8	
Margerite	<i>Leucanthemum vulgare</i>	+	+	+	+	+								+				
Meerrettich	<i>Armoracia rusticana</i>										+	+	+	+	+	+	+	
Scharfer Hahnenfuß	<i>Ranunculus acris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Stumpflättriger Ampfer	<i>Rumex obtusifolius</i>														+			
Vogelmiere	<i>Stellaria media</i>									+	+	+	+		+	+	+	
Wiesen-Glockenblume	<i>Campanula patula</i>		+	+	+	+								+		+		
Wiesen-Sauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>									+			+	+	+		+	
Wiesen-Schafgarbe	<i>Achillea millefolium</i>									+							+	
Wiesen-Kerbel	<i>Anthriscus sylvestris</i>					+		+	+	+	+		+	+	+		+	

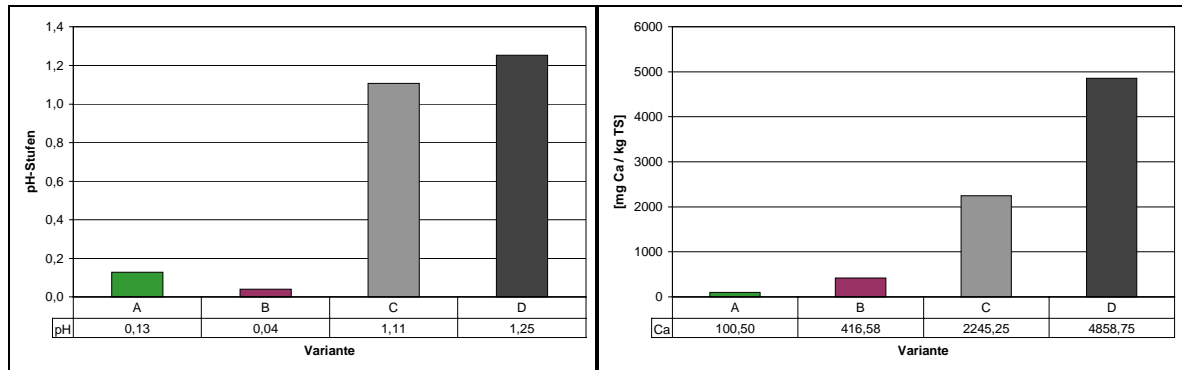
4.2.2.3 Ergebnisse der Bodenuntersuchungen nach der letzten Ernte

Trotz des sehr engen Rasters bei der Bodenprobenahme (21 Einstiche auf 20 m² entsprechen einer Fläche von 0,95 m² je Einstich) war der Probenahmefehler noch immer zu groß, um für die gering konzentrierten Spurenelemente exakte Bilanzen zu berechnen.

Bei einigen Parametern war aber der Einfluß der Aschenanwendung doch erkennbar (vergleiche Tabelle 7 mit Tabelle 16). Am deutlichsten wirkte sich die Düngung mit Asche auf den pH-Wert aus: Während sich der pH-Wert in den ungedüngten und in den mit Handelsdüngern behandelten Parzellen nur geringfügig änderte, nahm er in den „Aschenvarianten“ in den vier Versuchsjahren gegenüber den Ausgangswerten im Jahr 1992 um mehr als eine Stufe zu.

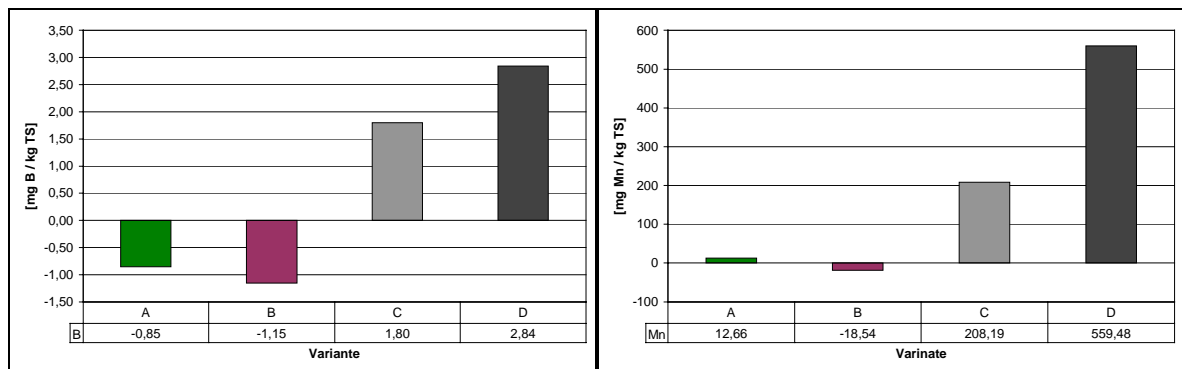
Diese Entwicklung war zum größten Teil auf die Veränderungen im Kalziumgehalt zurückzuführen, der ebenfalls in den Aschenvarianten stark zunahm, während die Veränderungen in den Parzellen der beiden anderen Versuchsglieder nur sehr gering waren (Abbildung 9).

Abbildung 9: Die Änderung der pH-Werte (in CaCl₂) und der Kalziumkonzentrationen in den Böden der Versuchsvarianten im Grünlandversuch von 1992 bis 1995.



Der Einfluß der Aschendüngung war auch hinsichtlich der Konzentrationsänderungen einiger Spurenelemente bzw. Schwermetalle ersichtlich: Für Bor und Mangan zeigte sich, daß beide Aschenvarianten zu signifikant höheren Zunahmen der Konzentrationen im Boden führten als die ungedüngte bzw. die Handelsdüngervariante (Abbildung 10).

Abbildung 10: Die Änderung der Bor- und Mangankonzentrationen in den Böden der Versuchsvarianten im Grünlandversuch von 1992 bis 1995.



Für Zink und in abgeschwächter Form auch für Cd war diese Entwicklung nur in der Variante D (6.000 kg Sägespäneasche je ha und Jahr) statistisch gesichert, während sich die Veränderungen des Versuchsgliedes C (3.000 kg Sägespäneasche je ha und Jahr) noch nicht signifikant von den Veränderungen der Varianten A (ungedüngt) und B (Handelsdünger) unterschieden (Abbildung 11).

Eine gegenläufige Entwicklung war für die Elemente Aluminium und Vanadium zu beobachten (Abbildung 12): hier führte die Aschendüngung gegenüber den anderen Varianten

zu einer statistisch gesicherten Abnahme (V) bzw. schwächeren Zunahme (Al) der Gehalte im Boden.

Abbildung 11: Die Änderung der Zink- und Kadmiumkonzentrationen in den Böden der Versuchsvarianten im Grünlandversuch von 1992 bis 1995.

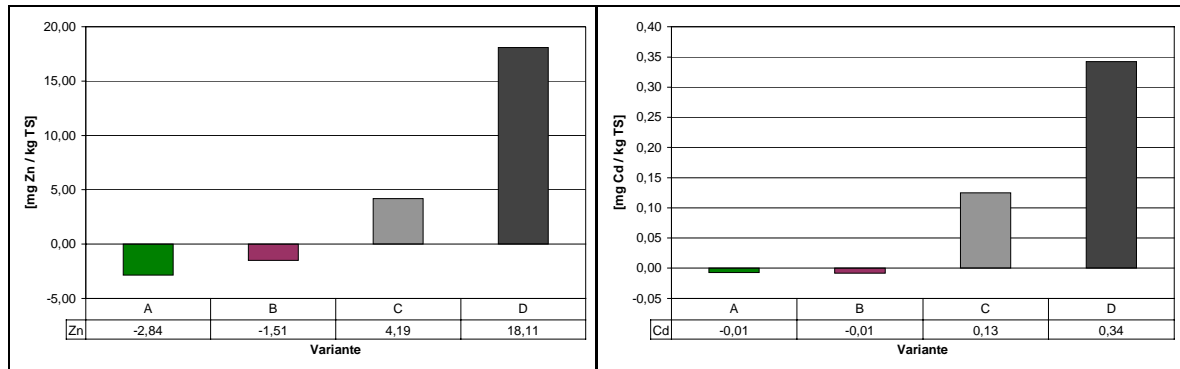
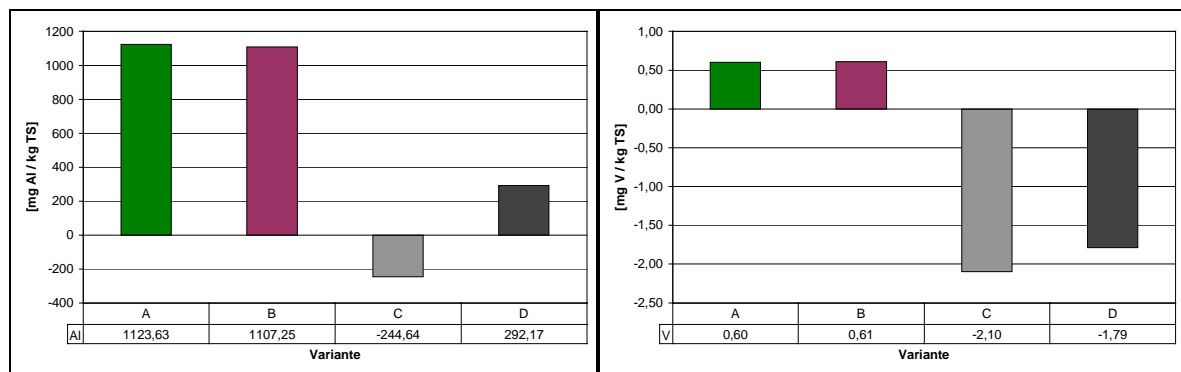


Abbildung 12: Die Änderung der Aluminium- und Vanadiumkonzentrationen in den Böden der Versuchsvarianten im Grünlandversuch von 1992 bis 1995.



Die Höhe der Düngungsgaben wirkte sich - unabhängig von der Düngerart - sehr deutlich auf den Phosphorgehalt aus: In der ungedüngten Variante und der „niedrigen“ Aschenvariante (3.000 kg Sägespänesche je ha und Jahr) war eine Abnahme des P-Gehaltes im Boden zu beobachten, während die hohen Düngermengen in den Versuchsgliedern B (Handelsdünger) und D (6.000 kg Sägespänesche je ha und Jahr) eine Zunahme der Gehalte im Boden bewirkten.

Auch die Änderungen im Kaliumgehalt der Böden spiegelten die Höhe der Düngergaben wider: Die Zunahme in der Variante D (6.000 kg Sägespänesche je ha und Jahr) war signifikant höher als in A (ungedüngt) und C (3.000 kg Sägespänesche je ha und Jahr). Bedingt durch die große Fehlervarianz war für B (Handelsdünger) hinsichtlich der Konzentrationsänderung im Boden gerade noch keine signifikante Unterscheidung von den Varianten A und C möglich, allerdings war ein ähnlicher Trend wie für D unverkennbar (Abbildung 13).

Auf Veränderungen im Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff, Gesamt-, Ammon- und Nitratstickstoff, Magnesium, Natrium, Eisen, Kupfer, Kobalt, Molybdän, Arsen, Nickel,

Chrom und Blei hatten die Aschdüngungsvarianten im Vergleich zu den anderen Versuchsgliedern keinen signifikanten Einfluß.

Abbildung 13: Die Änderung der Phosphor- und Kaliumkonzentrationen in den Böden der Versuchsvarianten im Grünlandversuch von 1992 bis 1995.

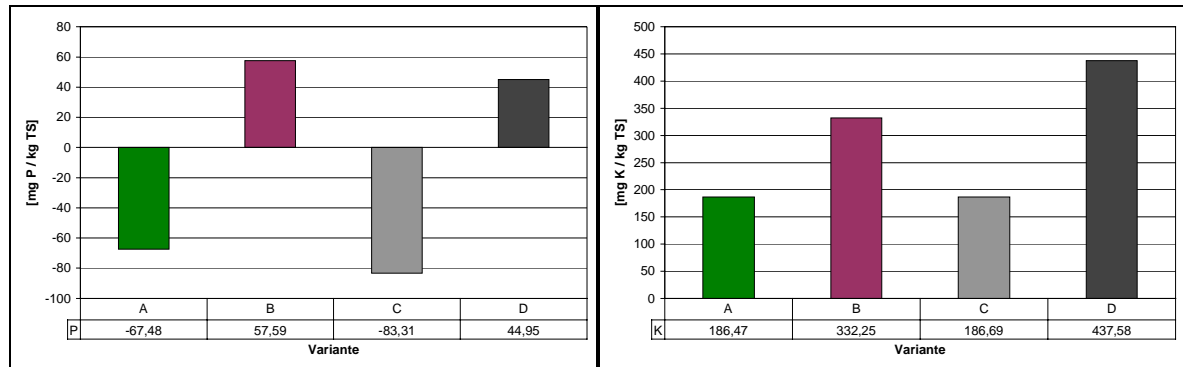


Tabelle 16: Ergebnisse der Bodenanalysen vom Grünlandversuch nach der letzten Ernte im Jahr 1995

Erläuterung: Die hier vorliegenden Daten sind über die Wiederholungen gebildete Mittelwerte

Variante	A	B	C	D	Variante	A	B	C	D
pH-Wert in CaCl ₂	6,28	6,28	7,26	7,49	Al [mg/kg TS]	12.912,54	13.293,92	12.092,42	12.825,75
Wassergeh. [% FS]	24,63	24,28	23,75	24,15	Fe [mg/kg TS]	55.297,00	55.632,75	52.880,50	54.816,00
el.LF [mS / cm]	0,10	0,10	0,18	0,19	Mn [mg/kg TS]	909,42	886,39	1.116,63	1.433,34
Corg. [mg/kg TS]	2,13	2,20	2,30	2,19	Cu [mg/kg TS]	50,60	50,57	51,31	55,07
Humusgeh. [% TS]	3,66	3,79	3,96	3,76	Zn [mg/kg TS]	134,79	135,11	144,44	163,69
N-Gesamt [mg/kg TS]	2.337,50	2.407,50	2.395,00	2.340,00	Co [mg/kg TS]	19,79	19,41	19,11	19,56
NH ₄ [mg/kg TS]	3,10	2,80	2,05	1,25	Mo [mg/kg TS]	2,13	2,17	12,88	2,06
NO ₃ [mg/kg TS]	58,75	67,08	58,30	59,98	As [mg/kg TS]	111,04	110,16	108,37	108,70
P [mg/kg TS]	1.097,86	1.298,03	1.114,95	1.269,88	Ni [mg/kg TS]	51,43	51,56	99,77	51,60
K [mg/kg TS]	1.155,61	1.329,52	1.191,54	1.465,47	Cr [mg/kg TS]	39,78	40,51	50,17	41,70
Ca [mg/kg TS]	2.433,00	2.823,25	4.637,50	7.521,75	Pb [mg/kg TS]	23,30	26,40	23,70	25,41
Mg [mg/kg TS]	4.864,90	4.996,19	4.941,42	5.444,44	Cd [mg/kg TS]	0,43	0,46	0,63	0,96
Na [mg/kg TS]	152,83	163,02	152,07	167,34	V [mg/kg TS]	39,68	40,36	37,80	39,33
B [mg/kg TS]	6,15	5,76	8,29	9,55					

4.2.2.4 Ergebnisse der Pflanzenanalysen vom Erntegut des Jahres 1995

Bei der Verrechnung der Analysendaten aus dem Grünlandversuch stellte sich vorerst die Frage, ob die Werte der einzelnen Schnitte extra oder gemeinsam verrechnet werden sollten. Die Einzelverrechnung scheint aus der Praxis sinnvoller zu sein (das Erntegut der einzelnen Aufwüchse wird in den seltensten Fällen vermischt verfüttert), es hat sich aber im Zuge der Verrechnung herausgestellt, daß die Varianten in der Relation zueinander kaum Veränderungen zeigten, so daß für eine Gesamtbewertung die gemeinsame Verrechnung ausreichend erscheint.

Für die statistische Verrechnung wurden die Konzentration der Elemente in den jeweiligen Schnittmischungen der drei Aufwüchse verwendet. Diese lassen sich aus den Elementkonzentrationen in den Einzelschnitten und den jeweiligen Schnitterträgen ableiten.

Wie aus Tabelle 17 ersichtlich ist, haben die Pflanzen der Varianten A, C und D einen signifikant höheren C_{org} -Gehalt als die Variante B. Das heißt, daß die Pflanzen des ungedüngten Versuchsgliedes und der Holzaschenvarianten wahrscheinlich einen höheren Anteil an Stengeln und jene der Handelsdüngervariante mehr Blattmasse ausgebildet haben.

Das Erntegut der Versuchsglieder A und B weist einen höheren Stickstoffgehalt als jenes von C und D, was höchstwahrscheinlich auf den höheren Kleeanteil in A und B (siehe Tabelle 15) zurückzuführen ist. Der durchschnittliche Rohproteingehalt, der sich für den Grünlandversuch 1995 aus dem Stickstoffgehalt errechnet, liegt bei knapp 14%.

Tabelle 17: Nährstoff- und Schwermetallgehalte in den Erntegutmischungen des Grünlandversuches 1995

Abkürzungen: FG_V = Freiheitsgrade für die Variante; FG_F = Freiheitsgrade für den Fehler; n.s. = nicht signifikant; + = Trend; * = signifikant; ** = hoch signifikant; *** = sicher; $GD_{5\%}$ = Grenzdifferenz bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit; MW = Mittelwert

Grünland 1995 - gewogener Mittelwert aller 3 Aufwüchse	C_{org}	N-Gesamt	Ca	Mg	K	Na	P
[mg/kg TS]							
höchster Gehalt (Variante)	41,88 (A)	23.114,77 (A)	10.061,76 (A)	3.310,86 (A)	31.695,45 (B)	567,22 (B)	4.174,18 (A)
..	41,83 (C)	22.514,09 (B)	8.710,26 (C)	3.059,23 (C)	27.128,97 (D)	422,23 (C)	3.744,84 (C)
..	41,46 (D)	21.833,46 (C)	8.072,39 (B)	2.734,73 (D)	21.184,79 (C)	371,19 (D)	3.599,86 (D)
niedrigster Gehalt (Variante)	39,66 (B)	21.128,48 (D)	7.903,05 (D)	2.651,13 (B)	17.024,38 (A)	329,10 (A)	3.544,02 (B)
Mittelwert	41,21	22.147,70	8.686,87	2.938,99	24.258,40	422,43	3.765,72
F-Wert ($FG_V=3$, $FG_F=27$)	7,44	5,68	4,54	12,51	45,96	16,72	6,89
Testurteil	*	*	+	**	***	**	*
$GD_{5\%}$	1,33	1.245,90	1.592,72	297,41	3.299,12	87,80	375,81
$GD_{5\%}$ in % v. MW	3,23	5,63	18,33	10,12	13,60	20,78	9,98
Grünland 1995 - gewogener Mittelwert aller 3 Aufwüchse	B	Al	Fe	Mn	Cu	Zn	Co
[mg/kg TS]							
höchster Gehalt (Variante)	13,24 (A)	381,71 (B)	1.173,58 (B)	102,04 (D)	10,89 (A)	56,50 (A)	0,75 (B)
..	11,38 (C)	300,48 (D)	958,77 (D)	90,78 (B)	10,46 (B)	55,07 (C)	0,68 (D)
..	10,80 (D)	235,99 (C)	898,18 (C)	85,47 (A)	10,35 (C)	54,88 (B)	0,56 (C)
niedrigster Gehalt (Variante)	10,19 (B)	223,07 (A)	741,88 (A)	75,30 (C)	10,17 (D)	53,33 (D)	0,55 (A)
Mittelwert	11,40	285,31	943,11	88,40	10,47	54,94	0,63
F-Wert ($FG_V=3$, $FG_F=27$)	4,98	0,74	0,81	1,21	1,58	0,19	1,45
Testurteil	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
$GD_{5\%}$	2,04	291,42	687,94	34,98	0,84	10,23	0,28
$GD_{5\%}$ in % v. MW	17,92	102,14	72,94	39,57	8,07	18,63	43,48
Grünland 1995 - gewogener Mittelwert aller 3 Aufwüchse	Mo	As	Ni	Cr	Pb	Cd	V
[mg/kg TS]							
höchster Gehalt (Variante)	3,17 (D)	2,90 (B)	8,36 (C)	10,61 (B)	1,66 (D)	0,30 (A)	1,02 (B)
..	3,08 (C)	2,33 (D)	8,16 (B)	9,75 (C)	1,53 (B)	0,23 (D)	0,87 (D)
..	1,66 (A)	1,88 (A)	6,83 (A)	9,46 (D)	1,52 (C)	0,22 (B)	0,68 (C)
niedrigster Gehalt (Variante)	1,07 (B)	1,82 (C)	6,47 (D)	7,46 (A)	1,38 (A)	0,18 (C)	0,66 (A)
Mittelwert	2,24	2,23	7,46	9,32	1,52	0,24	0,81
F-Wert ($FG_V=3$, $FG_F=27$)	61,39	1,56	3,39	0,71	2,00	2,02	0,94
Testurteil	***	n.s.	+	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
$GD_{5\%}$	0,46	1,40	1,77	5,46	0,29	0,12	0,62
$GD_{5\%}$ in % v. MW	20,62	62,60	23,75	58,56	19,07	50,60	76,45

In der Variante A ist der Ca-Gehalt im Erntegut im Trend höher als in den gedüngten Parzellen, obwohl letztere im Laufe der vier Versuchsjahre wesentlich besser mit Ca versorgt wurden. Möglicherweise ist die Konzentrationsabnahme in den gedüngten Varianten auf einen „Verdünnungseffekt“ zurückzuführen, der aus einem weiteren Verhältnis zwischen der geernteten Trockenmasse und der Ca-Aufnahme der Pflanzen (als beim ungedüngten Versuchsglied) resultiert.

Beurteilt man die mittleren Mg-Gehalte der Varianten mittels Grenzdifferenz, so ergibt sich ein ähnliches Ergebnis wie für Calcium (A vor C, D und B), wobei der Unterschied zwischen den Varianten statistisch besser gesichert ist als für die Ca-Konzentrationen. Der mittlere Gehalt liegt bei 2,9 g/kg TS.

Unverkennbar ist der Einfluß der Düngung bei den Kaliumwerten im Gras. Hier sind die Gehalte in den Pflanzen aller Varianten signifikant voneinander verschieden ($B > D > C > A$). Der Mittelwert liegt hier bei 24,3 g/kg TS. Es darf aber nicht übersehen werden, daß bei einer extremen Kalidüngung wie in Variante B und D die Werte wesentlich höher liegen.

Die K-Aufnahme durch die Pflanzen scheint mit jener von Natrium sehr eng gekoppelt zu sein, da hier - in der Relation der Varianten zueinander - die Varianzanalyse ein sehr ähnliches Ergebnis zeigt. Der Mittelwert des Versuches liegt hier bei 0,4 g/kg TS.

Den höchsten P-Gehalt weisen die Pflanzen der Variante A auf. Innerhalb der gedüngten Versuchsglieder sind für die P-Konzentration die auftretenden Unterschiede nicht signifikant.

Auch für Bor zeigt sich beim Vergleich der Varianten die gleiche Reihenfolge wie für Phosphor, wobei aber für Bor die Variante A bei Verwendung der Grenzdifferenz zum Mittelwertvergleich nicht signifikant von C verschieden ist.

Der deutlichste Unterschied zwischen den Aschenvarianten (C und D) zur ungedüngten (A) bzw. Handelsdüngervariante (B) zeigt sich im Mo-Gehalt des Erntegutes, wobei hier die Aschendüngung eindeutig zu einer Erhöhung der Mo-Konzentration im Heu führt ($D = C > A > B$).

Bezüglich der anderen anorganischen Stoffe (Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, As, Ni, Cr, Pb, Cd und V) im Erntegut ergab die Varianzanalyse, daß kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Mittelwerten der Varianten besteht.

4.3 DIE DURCHFÜHRUNG DES DÜNGUNGSVERSUCHES MIT HOLZASCHE AUF ACKERLAND

4.3.1 Material und Methoden

4.3.1.1 Allgemeine Daten zur Versuchsfläche

Lage: Die Versuchsfläche gehört zum Betrieb des Herrn Friedrich Wiesner, Gemeinde Lieboch, Bezirk Graz-Umgebung auf ca. 330 m Seehöhe. Die Fläche liegt in der Längsrichtung ungefähr auf der Linie WNW-OSO.

Der Betrieb wird im Nebenerwerb ohne Tierhaltung geführt. In der Fruchtfolge waren bis 1995 Mais, Getreide, Soja- und Ackerbohne sowie Kürbis enthalten. Die Düngung der Flächen ist vor 1988 nach den Empfehlungen der Österreichischen Düngeberatungsstelle und ab 1988 gemäß den jeweils aktuellen Richtlinien für die sachgerechte Düngung des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz erfolgt.

Klima: Die der Versuchsfläche am nächsten gelegene Wetterstation ist in Sajach. Im dreißigjährigen Mittel (1951-1980) beträgt die Jahresmitteltemperatur 8,6 °C und die Jahresniederschlagsmenge 986 mm. Die Beobachtung der Niederschläge von 1971 bis 1990 weist eine mittlere Niederschlagsmenge von 835,0 mm pro Jahr aus.

Abbildung 14: Temperaturverlauf Sajach von Jänner 1992 bis September 1995

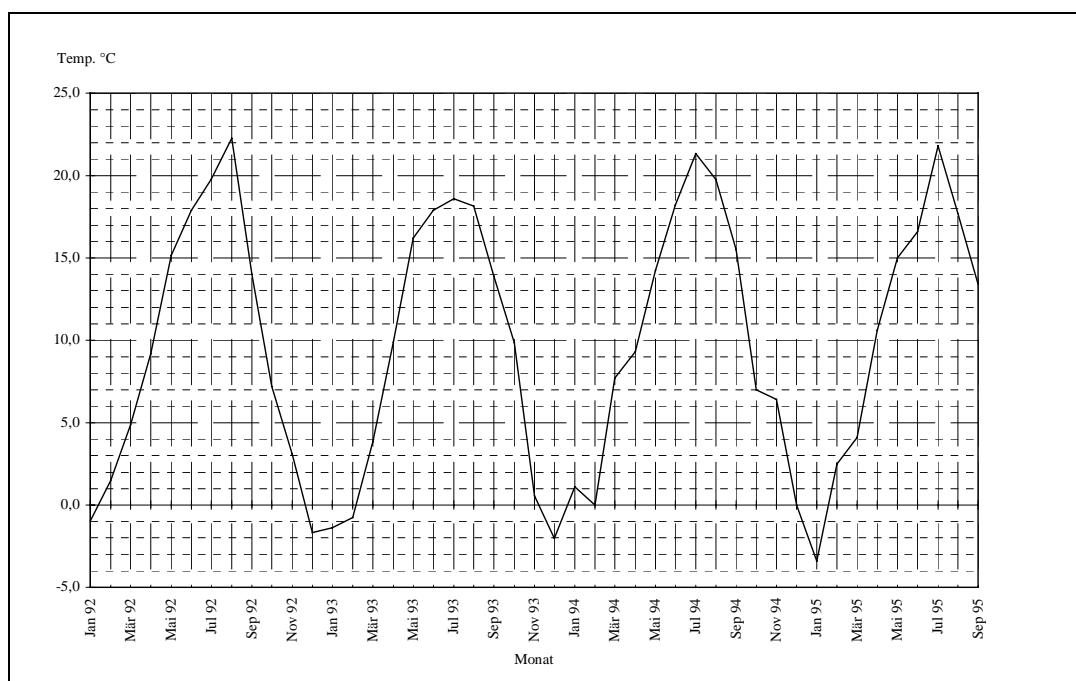
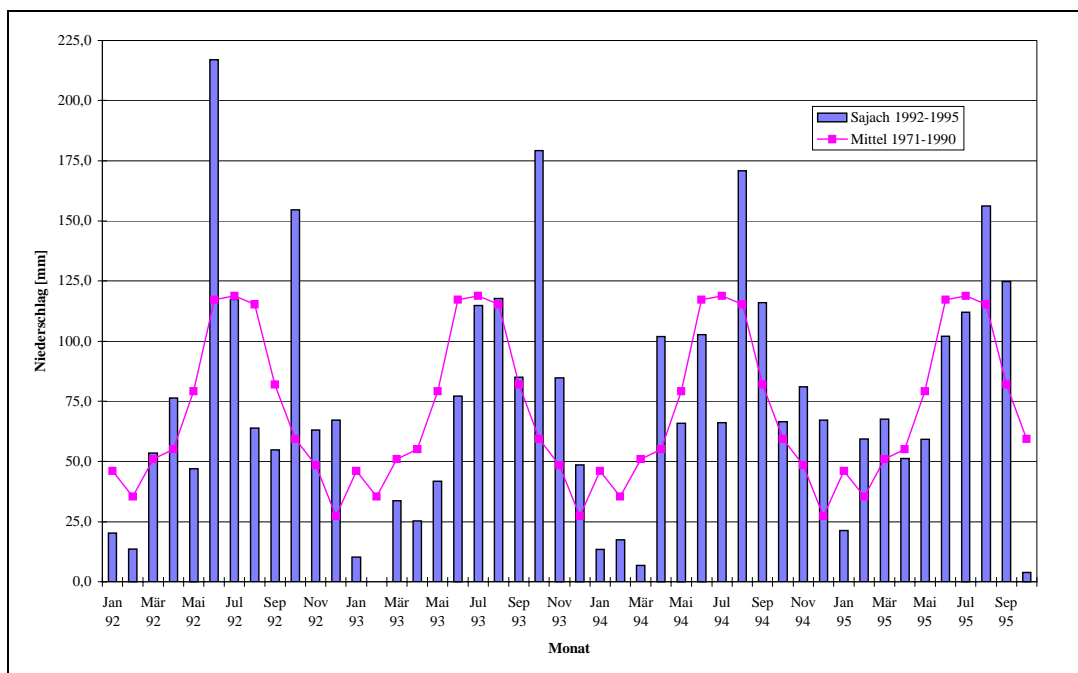


Abbildung 14 zeigt den Verlauf der mittleren Monatstemperaturen von Jänner 1992 bis September 1995. Daraus ist ersichtlich, daß in diesem Jahr der Jänner wieder kälter war als 1994 und daß im Sommer trotz höherer Niederschläge ungefähr dieselben Spitzentemperaturen erreicht wurden wie im "Trockenjahr" 1992 [STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1995].

Bei der Betrachtung des Niederschlagsverlaufes von 1992 bis 1995 (Abbildung 15) fällt auch hier auf, daß die Winterniederschläge immer zu gering waren. Lediglich 1995 konnte das „Jännerdefizit“ durch ausreichende Niederschläge im Februar und März ausgeglichen werden. Das wegen der Dürreschäden bekanntgewordene Jahr 1992 zeigte auch auf diesem Standort im Juli und August große Defizite, war aber im Frühjahr nicht zu trocken, so daß der Winterweizen im ersten Versuchsjahr zufriedenstellende Erträge brachte. 1993 war bis zum Juni zu trocken, ausreichende Niederschläge im Sommer sicherten dennoch einen guten Ertrag beim Körnermais im zweiten Versuchsjahr. Die Niederschläge des Jahres 1994 waren für die Sojabohne auf jeden Fall ausreichend, auch wenn dieses Jahr durch einen sehr trockenen Juli gekennzeichnet war. 1995 war - von den Niederschlägen her gesehen - das ausgeglichene Versuchsjahr. Die geringen Weizenerträge auf der Versuchsfläche im Juli 1995 können daher sicher nicht auf unwirtliche Witterungsbedingungen zurückgeführt werden, sondern sie haben ihre Ursache in der zur Sicherung der Kleeuntersaat gezielt niedrigen Stickstoffdüngung.

Abbildung 15: Niederschläge (Monatsmittel) in Sajach 1992 bis 1995 im Vergleich zum langjährigen Durchschnitt



Bodentyp und Bodendichte: Nach der Kartierung durch die Bundesanstalt für Bodenkultur (Erläuterungsheft zur Österreichischen Bodenkarte 1:25000, Kartierungsbereich Graz-Süd, 1981) ist der Bodentyp ein schwach vergleyter, kalkfreier Brauner Auboden aus feinem Schwemmaterial; die Vergleyung tritt erst ab einer Tiefe von 90 cm auf. Der Boden ist gut wasserdurchlässig und verfügt gleichzeitig über eine hohe Speicherkraft. Die Humusverhältnisse im Oberboden werden als "mittelhumos" eingestuft. In der Beurteilung für die landwirtschaftliche Nutzung gilt die Fläche als mittel- bis hochwertiges Ackerland bzw. als hochwertiges Grünland.

Zur Bestimmung der Bodendichte für die Versuchsfläche im August 1992 wurden an drei Stellen Bodenproben entnommen. Die Entnahme erfolgte mit beidseitig offenen Stechzylindern aus Metall mit einem Volumen von genau 200 cm³ aus zwei verschiedenen Tiefenstufen (5 bis 10 cm und 20 bis 25 cm). Bei jedem Zylinder wurde die vorstehende Erde vorsichtig entfernt, so daß das vorgegebene Volumen exakt erreicht werden konnte. Die Zylinder wurden beidseitig mit Plastikkappen verschlossen. Die Bestimmung der Bodenrohndichte, des Wasserhaltevermögens und des Wassergehaltes erfolgten nach ÖNORM L 1062 und ÖNORM L 1068.

Nach dieser Bestimmung betrug die Bodenrohndichte im Bereich von 0 bis 10 cm 1.267,1 kg/m³ und von 0 bis 30 cm 1.220,1 kg/m³.

Bodenanalysen: Vor der ersten Düngung im Jahr 1992 sowie nach der letzten Ernte im Jahr 1995 wurden von jeder Parzelle Bodenproben entnommen und zur Untersuchung auf Nährstoffe sowie Spurenelemente an das Labor weitergegeben. Pro Parzelle erfolgten 24 Einstiche (in einem Raster von 0,93 m x 1,25 m, 30 cm Einstichtiefe), die Erde der einzelnen Einstiche wurde zusammen in einem Kübel gut durchgemischt und in Polyäthylen-Sackerl abgefüllt.

Tabelle 18: Ergebnisse der Bodenanalysen vom Ackerlandversuch zu Versuchsbeginn im Jahr 1992

Erläuterung: Die hier vorliegenden Daten sind über die Wiederholungen gebildete Mittelwerte

Variante	A	B	C	D	Variante	A	B	C	D
pH-Wert in CaCl ₂	6,03	6,03	5,86	6,07	Al [mg/kg TS]	31.953,89	31.508,51	31.537,48	31.825,50
Wassergeh. [% FS]	24,26	23,95	23,80	24,07	Fe [mg/kg TS]	52.360,75	51.927,50	53.261,25	53.003,50
el.LF [mS / cm]	0,18	0,18	0,18	0,18	Mn [mg/kg TS]	1.673,28	1.661,49	1.684,33	1.680,50
Corg. [mg/kg TS]	1,81	1,83	1,73	1,80	Cu [mg/kg TS]	48,21	48,14	52,69	48,15
Humusgeh. [% TS]	3,11	3,14	2,98	3,10	Zn [mg/kg TS]	106,72	107,03	113,42	108,52
N-Gesamt [mg/kg TS]	1.925,00	1.775,00	2.000,00	2.050,00	Co [mg/kg TS]	21,51	21,26	21,63	21,60
NH ₄ [mg/kg TS]	2,25	2,45	2,53	2,35	Mo [mg/kg TS]	0,63	0,77	1,10	0,60
NO ₃ [mg/kg TS]	11,73	9,98	9,20	9,63	As [mg/kg TS]	15,66	15,42	15,89	16,09
P [mg/kg TS]	992,65	1.001,37	991,80	1.011,46	Ni [mg/kg TS]	54,79	54,47	57,57	54,75
K [mg/kg TS]	3.693,43	3.669,86	3.587,78	3.673,56	Cr [mg/kg TS]	51,79	51,19	53,28	51,57
Ca [mg/kg TS]	4.925,50	4.929,25	4.975,00	5.008,75	Pb [mg/kg TS]	28,48	29,08	32,15	28,80
Mg [mg/kg TS]	8.889,99	8.789,34	8.855,59	8.900,96	Cd [mg/kg TS]	0,15	0,16	0,33	0,12
Na [mg/kg TS]	194,80	186,87	186,97	193,58	V [mg/kg TS]	70,13	68,88	69,41	69,80
B [mg/kg TS]	7,78	7,94	7,71	7,37					

Die Methoden zur Analyse des Bodens sind in ANHANG B beschrieben. Tabelle 18 enthält die Untersuchungsdaten für die Varianten A, B, C und D (siehe Kapitel 4.3.1.2) vor Versuchsbeginn.

4.3.1.2 Die Versuchsanlage, Zusammensetzung der verwendeten Handelsdünger und Asche, Bemessung der Düngergaben

Der Versuch wurde so angelegt, daß eine Verrechnung als Lateinisches Quadrat möglich war (zur Anordnung der Versuchsglieder siehe Abbildung 7). Er umfaßte vier Blöcke, vier Säulen und folgende vier Versuchsglieder:

- A .. Nullparzelle, keinerlei Düngung (auch kein Stickstoff)
- B .. Phosphatdüngung mit Hyperphosphat und Kaliumdüngung mit Kornkali mit P- und K-Mengen, die der Variante D äquivalent sein sollen.
- C .. 3000 kg Holzasche/(ha·a)
- D .. 6000 kg Holzasche/(ha·a)

Die angebauten Kulturen waren:

- 1992: Winterweizen „Capo“ in Drillsaat mit 10cm Reihenabstand in einer Saatstärke von 170 kg/ha (das entsprach einer Saatkichte von 400 Körnern je m²),
- 1993: Körnermais „Alberta“ (ein hartmaisbetonter Einfachhybrid mit der Reifezahl 300) in Einzelkornsaat mit 70 cm Reihenabstand und 92.500 Körnern je ha),
- 1994: Sojabohne „Ceresia“ (geimpft mit „Grip“) in Drillsaat mit 23,8 cm Reihenabstand und einer Saatkichte von 570.000 Körnern je ha und
- 1995: Winterweizen „Renan“ in Drillsaat in einer Saatstärke von 164 kg/ha (das entsprach einer Saatkichte von 350 Körnern je m²) mit 23,9 kg/ha Kleeuntersaat (Rotklee „Star“)

Die Bruttofläche der Parzellen betrug 28 m² (2,80 m Breite und 10,00 m Länge). Die Nettogröße der Parzellen hing von der Kultur und dem Ernteverfahren ab. Durch die starke Lagerung des Winterweizens im ersten Versuchsjahr (1992) war es z.B. nicht möglich, einen schmalen Streifen herauszudreschen, es konnten aber quer zur Längsrichtung der Parzellen je 1,00 m breite Wege anzulegen. Die Größe der Nettoparzellen betrug demnach im Jahr 1992 25,20 m² (2,80 m x 9,00 m). Von den vier Reihen Körnermais (je Parzelle) im Jahr 1993 wurden die zwei mittleren manuell geerntet. Um Lichteinflüsse aus Wegen möglichst gering zu halten, war eine Unterteilung quer zur Längsrichtung zu vermeiden. Die Nettofläche betrug damit im Jahr 1993 14,00 m² (1,40 m x 10,00 m). Bei der Sojabohne (1994) und beim Winterweizen (1995) war es einerseits möglich, Querwege zu berücksichtigen, andererseits konnte durch die Vermeidung von Lagerung und mit dem Einsatz des Parzellendreschers auch die Nettobreite auf 1,40 m reduziert werden, woraus eine Nettofläche von 12,60 m² resultierte. Der Rotklee (1995, nach dem Winterweizen) wurde schließlich mit einem 1,20 m breiten Motormäher über die gesamte Parzellenlänge geerntet, so daß hier die Nettofläche 12,00 m² betrug.

Zur Stickstoffdüngung aller Varianten sowie zur Phosphat- und Kalidüngung der Variante B und der Mantelfläche wurden die selben Handelsdünger verwendet wie im Grünlandversuch. Ihre Zusammensetzung ist in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 19: Zusammensetzung der im Ackerlandversuch von 1992 bis 1995 verwendeten Aschengemische

Erläuterungen: GA ... Grobasche; Z-FA ... Zyklonflugasche

Versuchsjahr	1992	1993	1994	1995	Mittelwert
Verhältnis GA : Z-FA	72,5 : 27,5	71,9 : 28,1	80,7 : 19,3	54,6 : 45,4	
pH-Wert in CaCl ₂	12,79	12,84	12,72	12,85	12,80
H ₂ O-Gehalt [% FS]	0,01	0,01	0,04	0,15	0,05
el. Leitfähigkeit [mS/cm]	11,58	12,97	8,91	7,26	10,18
Glühverlust [% TS]	0,46	0,04	0,15	1,46	0,53
C _{org} [mg/kg]	6.020	7.220	4.274	3.863	5.344
CO ₂ [mg/kg]	49.296	39.337	44.511	42.810	43.988
P ₂ O ₅ [mg/kg]	20.346	24.071	24.195	13.435	20.512
K ₂ O [mg/kg]	40.444	54.663	59.165	54.692	52.241
CaO [mg/kg]	353.631	385.520	530.128	396.122	416.350
MgO [mg/kg]	55.115	47.769	72.350	57.153	58.097
Na ₂ O [mg/kg]	8.032	7.276	10.427	9.130	8.716
Al ₂ O ₃ [mg/kg]	48.835	49.354	77.024	71.021	61.558
Fe ₂ O ₃ [mg/kg]	27.339	25.978	44.526	38.711	34.139
MnO [mg/kg]	12.512	17.410	19.323	13.749	15.748
Cu [mg/kg]	82,38	135,84	92,17	76,19	96,64
Zn [mg/kg]	1.381,60	1.092,60	889,16	818,39	1.045,44
Co [mg/kg]	23,60	24,31	28,07	23,85	24,96
Mo [mg/kg]	3,70	4,23	0,21	3,24	2,85
As [mg/kg]	10,99	7,75	31,71	9,21	14,91
Ni [mg/kg]	61,46	85,02	128,12	40,05	78,66
Cr [mg/kg]	134,95	116,05	96,14	46,57	98,43
Pb [mg/kg]	33,08	29,73	21,87	35,95	30,16
Cd [mg/kg]	10,74	11,02	6,42	5,53	8,43
V [mg/kg]	54,64	49,06	64,99	44,44	53,28

Die verwendeten Aschen stammten aus der Rindenfeuerung St.Marein/Mürztal. Es handelte sich dabei um gesiebte Aschengemische aus Grob- und Zyklonflugasche mit einer Korngröße

unter 1 cm. Die Verhältnisse zwischen Grobasche (GA) und Zyklonflugasche (Z-FA) sowie die Nähr- und Spurenelementgehalte der Aschengemische sind in Tabelle 19 enthalten.

Zur Beprobung wurden bei jeder Entaschung des Ofens aus jedem vollen Grob- und Zyklonflugaschencontainer von mehreren Stellen kleine Proben entnommen und fest verschlossen aufbewahrt. Nach einem Monat wurden die so erhaltenen Grob- und Zyklonflugaschenteilproben zu einer Gesamtprobe vermischt (rund 2 kg pro Versuchsperiode und Aschenfraktion) und anschließend zur Analyse weitergeleitet. Gleichzeitig mit der Probenahme wurden aus den Grob- und Zyklonflugaschencontainern jeweils Asche entnommen und für die Düngung aufbewahrt (insgesamt ca. 50 kg je Fraktion). Nach der Erfassung der Heizwerksbetriebsdaten und des Mengenanfalls der einzelnen Aschenfraktionen wurden die Grob- und die Zyklonflugaschen im dem der Entnahmepriode ungefähr entsprechenden Verhältnis und in der erforderlichen Menge zusammengemischt.

Die Mengenverhältnisse zwischen Grob- und Zyklonflugaschen wichen zum Teil von den Verhältnissen der tatsächlich angefallenen Fraktionsmengen ab. Der Grund dafür lag in den begrenzten Lagerkapazitäten für die einzelnen Aschenfraktionen, so daß nur durch eine Änderung des Mischungsverhältnisses eine ausreichende Gesamtaschenmenge für die Versuchsdüngung zur Verfügung stand.

Die Düngung mit Stickstoff erfolgte zu den Varianten B, C und D nach den jeweils gültigen „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996b]. Die Handelsdünger wurden - mit Ausnahme der Stickstoffdünger - jeweils zu Vegetationsbeginn in einer Gabe ausgebracht. Die Stickstoffdüngung erfolgte im ersten Jahr (1992, Winterweizen) in einer Gabe, im Jahr 1993 (Körnermais) in zwei Teilgaben und im Jahr 1995 (Winterweizen mit Kleeuntersaat) wieder in einer Gabe. Die Kultur des Versuchsjahres 1994 (Sojabohne) wurde generell nicht mit Stickstoff gedüngt.

Tabelle 20: Nährstoffgaben kg/ha zu den Varianten des Ackerlandversuches 1992 bis 1995

Variante	Nährstoff	Summe 1992-95
A	N	0,0
	P ₂ O ₅	0,0
	K ₂ O	0,0
B	N	196,0
	P ₂ O ₅	445,0
	K ₂ O	1168,3
C	N	196,0
	P ₂ O ₅	247,0
	K ₂ O	627,2
D	N	196,0
	P ₂ O ₅	493,1
	K ₂ O	1254,1

Die in den vier Versuchsjahren ausgebrachten Nährstoffmengen je Variante sind in Tabelle 20 enthalten. Wie daraus hervorgeht, enthielten die Varianten B und D nicht exakt dieselben Mengen an P₂O₅ und K₂O. Dies lag darin begründet, daß aufgrund der geringen Erfahrungen mit Aschenanalysen zu Projektbeginn im Jahr 1992 die Handelsdüngermengen auf der Basis der Ergebnisse von Aschenuntersuchungen unter Verwendung von Königswasseraufschlüssen errechnet wurden. Spätere Erfahrungen zeigten aber, daß für Aschen Druckaufschlußverfahren mit speziellen Säuregemischen (siehe ANHANG A) plausiblere Ergebnisse (einen vollständigen Elementnachweis) brachten. Aus diesem Grund wurden sämtliche Aschenanalysen nochmals wiederholt und die korrigierten Daten hier berücksichtigt. Eine Korrektur der Handelsdüngermengen war zu diesem Zeitpunkt allerdings nicht mehr möglich, der Fehler hielt sich aber insofern in Grenzen, als die verwendeten Mineraldünger keine wirklich reinen Einzelnährstoffdünger waren (Hyperphosphat enthält geringe Kalimengen und Kornkali etwas Phosphat, siehe Tabelle 8), so daß auf diese Weise ein gewisser Mengenausgleich erfolgte.

4.3.1.3 Datenerhebung und Probenahmen vom Erntegut

Im Gegensatz zum Grünlandversuch waren die Erntemethode und die Probenahmen an die unterschiedlichen Eigenschaften der jeweils angebauten Kultur anzupassen. In Tabelle 21 sind die Kulturen sowie die Ernte- und die Probenahmeverfahren in den einzelnen Versuchsjahren zusammengefaßt.

Tabelle 21: Ernte- und Probenahmeverfahren im Ackerlandversuch von 1992 bis 1995

Erläuterungen:

- 1) Die Körner wurden aus dem Erntegut jeder Parzelle an mindestens 10 verschiedenen Stellen entnommen und zu einer Gesamtprobe vermischt.
- 2) Das Getreide-, Mais- und Sojastroh war für den Gras-Probenstecher zu hart. Aus diesem Grund wurden von mindestens 20 Stellen des zusammengerechten Strohaufens jeder Parzelle Halme bzw. Stengeln entnommen, manuell gehackt und das Hackgut zu Gesamtproben vermischt.
- 3) Die Proben vom Rotklee wurden mit dem Gras-Probenstecher entnommen (siehe Grünlandversuch, Kapitel 4.2.1.3).

Zur Ernte mit dem Parzellendrescher siehe auch Abbildung 16.

Versuchs- jahr	Kultur	Ernteverfahren	Probenahme	
			Korn	Stroh
1992	Winterweizen	Parzellenmähdrescher	1)	2)
1993	Körnermais	Pflücken der Kolben manuell; Rebeln der Kolben mit Standrebler; Aussicheln der Restpflanzen	1)	2)
1994	Sojabohne	Parzellenmähdrescher	1)	2)
1995	Winterweizen	Parzellenmähdrescher	1)	2)
	Rotklee	Motormäher		3)

Die Probenahme vom Winterweizenstroh im letzten Versuchsjahr war insofern schwierig, als beim Drusch auch der Klee-Unterwuchs mitgeerntet wurde. Es waren daher bei der ersten Ernte zwei Probenahmen erforderlich: vom Stroh-Klee-Gemisch jeder Parzelle je eine Probe für die Trockensubstanzbestimmung und weiters zur Bestimmung der Stroh : Klee - Verhältnisses eine unzerkleinerte Stroh + Klee - Probe. Diese Proben wurden in den folgenden Tagen sorgfältig mit der Hand in je eine Stroh- und eine Klee fraktion getrennt, so daß es möglich wurde, zumindest annäherungsweise die Gesamttrockenmasse ohne Klee für jede Variante zu errechnen. Da der Klee während dieser Sortierung sehr stark Wasser und mit zunehmender Dauer auch Blätter verlor, war er allerdings für weitere Analysen nicht mehr zu gebrauchen. Für die Gesamtanalysen wurden daher Proben von jeder Parzelle bei der Klee-Ernte Ende September entnommen.

Die Proben wurden zur Trockensubstanzbestimmung benötigt. Die Einwaage zur TS-Bestimmung erfolgte jeweils am Abend des Erntetages und die Auswaage jeweils nach Erreichen der Gewichtskonstanz (Trocknung bei 105 °C). Ein Teil dieser Proben wurde von jeder Variante nach Bestimmung der Trockensubstanz und der Errechnung der exakten Korn : Stroh - Verhältnisse zu Ganzpflanzenproben (1 Probe je Variante) zusammengemischt und bis zur Gesamtanalyse tiefgefroren aufbewahrt. Im letzten Versuchsjahr erfolgte bei der Ernte des Rotklee von allen Parzellen zusätzlich eine Probenahme zu je 0,5 kg für die Gesamtanalyse. Diese Proben wurden bis zur Abgabe zur Analyse tiefgefroren. Die Analysenmethoden sind in ANHANG C beschrieben.

Die Abwaage der Körner erfolgte mit einer elektronischen Waage, während das Gewicht des Strohs und des Rotklee mit Hilfe einer Feldwaage bestimmt wurde (Abbildung 17).

Abbildung 16: Die Ernte des Winterweizens mit dem Parzellenmähdrescher



Abbildung 17: Bestimmung des Rotklee - Frischgewichtes mit Hilfe einer Feldwaage



Neben den Ertragsdaten (Frischgewicht, Trockensubstanz von Korn und Stroh) wurden noch eine Reihe anderer Parameter erhoben. Tabelle 22 enthält eine Darstellung der wesentlichsten Bonituren. Der Begriff der „Bestandesdichte“ ist dabei kulturspezifisch zu definieren: Beim Winterweizen und bei der Sojabohne wurden zur Feststellung dieser Größe die Ähren bzw. Hülsen auf einer Fläche von zweimal 0,25 m² je Parzelle gezählt, bei Körnermais waren bei der Zählung die Kolben der gesamten Nettoparzelle enthalten. Die Ermittlung der Größe „Kornzahl pro Ähre bzw. Kolben bzw. Hülse“ erfolgte immer rechnerisch aus den Größen Ertrag, Tausendkorngewicht und Bestandesdichte.

Tabelle 22: Erhebung pflanzenbaulicher Parameter im Ackerlandversuch von 1992 bis 1995

Erläuterung: Die Bonitur des Wachstumsstadiums der Sojabohne erfolgte nach [W.FEHR, 1980];; der N-Mangel bei Körnermais wurde nach der Blüte anhand der Anzahl vergilbter Blätter festgestellt, wobei 0 = keine vergilbten Blätter und 9 = 8 oder mehr vergilbte Blätter.

		1992	1993	1994	1995
		Winterweizen	Körnermais	Sojabohne	Winterweizen
Wuchshöhe	[cm]	x	x		
Bestandesdichte	[Fruchstände je m ²]	x	x	x	x
Tausendkorngewicht	[g]	x	x	x	x
Kornzahl pro Ähre/Kolben/Hülse	Anzahl	x	x	x	x
Lager	[m ²]	x			
N-Mangel	1 .. 9		x		
Zünlerebefall	[%]		x		
Jugendentwicklung	Wachstumsstadium			x	
Knöllchenansatz	Anzahl			x	

4.3.1.4 Der Versuchskalender 1992 bis 1995 (Feldarbeiten)

- 07.10.91: Winterweizen - Saat, Sorte „Capo“
- 31.10.91: Anlage des Versuches (der Weizen war bereits aufgegangen), Kontrolle des Feldaufganges.
- 15.04.92: Düngung der Versuchsfläche
- 18.05.92: Freischneiden der Wege und Parzellengrenzen
- 25.06.92: restliche Wege freischneiden
- 20.07.92: Bonitur von Wuchshöhe und Lager
- 21.07.92: Bestimmung der Bestandesdichte
- 27.07.92: Ernte
- 12.10.92: Grundbodenbearbeitung (Pflug - 25 cm Tiefe)
- 19.03.93: Abstreifen mit der Egge
- 20.04.93 und
- 22.04.93: zweimalige Bearbeitung mit der Saatbettkombination
- 23.04.93: Saat (Körnermais, Sorte „Alberta“, Reihenabstand 70 cm, mit Bandspritzung, Düngung
- 05.05.93: Aufgangskontrolle
- 07.06.93: N_{min} - Probenziehung
- 09.06.93: Stickstoff - Kopfdüngung; Entwicklungsbonitur
- 05.07.93: N_{min} - Kontrollprobe
- 19.07.93: Wuchshöhenbonitur
- 02.09.93: genaue Bestimmung der Ausrichtung der Versuchsfläche zum Nordpol
- 08.09.93: Bonitur auf Befall durch Maiszünsler
- 04.10.93: Grundbodenbearbeitung (Pflug - 25 cm Tiefe)
- 15.03.94: Abschleppen
- 23.04.94 und
- 27.04.94: zweimalige Bearbeitung mit der Saatbettkombination
- 28.04.94: Saat; Anwalzen
- 29.04.94: Düngung; Voraufspritzung (2,5 l Dual und 3 l Stomp in 500 l Wasser je ha)
- 30.04.94: erste Probenahme für bodenzoologische Voruntersuchung
- 26.05.94: Bonitur des Knöllchenansatzes und des Wachstumsstadiums
- 15.06.94: Wege freischneiden und manuelle Unkrautkontrolle
- 16.06.94: Probenahme für bodenzoologische Untersuchungen

28.06.94: manuelle Unkrautkontrolle
05.07.94: manuelle Unkrautkontrolle; Parzellenabgrenzung (Wege zwischen den Blöcken)
25.08.94: Kontrolle
22.09.94: Ernte

27.09.94: Grundbodenbearbeitung (Pflug - 25 cm Tiefe)
04.10.94: Saatbeetvorbereitung mit Kombinator
07.10.94: Winterweizensaat: "Renan"
06.04.95: Parzellen einmessen und Düngung (Asche, P, K, kein N)
07.04.95: Rotkleeuntersaat
16.05.95: Unkrautspritzung: 2 l Dicopur M auf 500 l Wasser je ha
18.05.95: Wege freischneiden
19.05.95: N - Düngung: 40 kg/ha N (als NAC) zu den Varianten B,C und D sowie auf die Mantelfläche
04.07.95: Wege freischneiden
19.07.95: Bonitur der Bestandesdichte
26.07.95: Ernte des Winterweizens, Korn- und Strohprobenahmen
22.09.95: Wege freischneiden
26.09.95: Klee-Ernte und -Probenahme
03.10.95: Bodenprobenahme

Die Düngemittel und die Rindenasche wurden mit der Hand ausgestreut.

4.3.2 Ergebnisse

4.3.2.1 Erträge und Ertragskomponenten

Von 1992 bis 1995 wurden im Ackerlandversuch insgesamt 5 Ernten durchgeführt.

In Tabelle 23 sind die Korn- und Stroherträge der einzelnen Kulturen des Ackerlandversuches Lieboch 1992 bis 1995 zusammengefaßt. Daraus kann abgeleitet werden:

- a) Der Unterschied zwischen der ungedüngten (A) und den gedüngten Varianten (B = Handelsdünger, C = 3 t Asche je ha und Jahr und D = 6 t Asche je ha und Jahr) war im Ackerland nicht so deutlich ausgeprägt wie im Grünland, aber im wesentlichen doch erkennbar. Die Verschiedenheit der Versuchsglieder fiel vor im zweiten (Körnermais „Alberta“ 1993) und im vierten Versuchsjahr (Winterweizen „Renan“) auf. Im ersten Jahr führte wahrscheinlich ein überhöhtes Stickstoffangebot zu einer Verzerrung des Ergebnisses. Die Gleichheit der Varianten im dritten Jahr (1994 - Sojabohne) war ein Hinweis darauf, daß die Sojabohne offensichtlich mit den Phosphat- und Kalireserven des Bodens

auch ohne zusätzliche Düngung noch das Auslangen gefunden hatte. Im vierten Jahr hingegen konnte der Rotklee beim zweiten Schnitt in der Variante A den Ertrag der Varianten B, C und D nicht mehr erreichen. Die Erträge der Varianten B, C und D waren mit einer Ausnahme (C signifikant höher als D beim Klee im September 1995) statistisch immer als nur „durch den Zufall verschieden“ zu betrachten.

- b) Mit Ausnahme des ersten Versuchsjahres waren es immer die Aschenvarianten (C und D), in denen die höchsten Erträge erzielt werden konnten. Dieser Effekt war zwar statistisch nicht abzusichern, dennoch läßt er die Holzasche aus pflanzenbaulicher Sicht als einen sehr interessanten Nährstoffträger erscheinen.

Tabelle 23: Die Erträge des Ackerlandversuches von 1992 bis 1995
[P.RUCKENBAUER et al., 1992, 1993, 1996]

Abkürzungen: TM...Trockenmasse; GD_{5%}...Grenzdifferenz bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit; n.s.....nicht signifikant; +....Trend; *....signifikant; **....hoch signifikant; ***....sicher

Jahr	Kultur - Erntegut	Ertrag [t TM/ha] der Variante				Mittelwert	GD _{5%}	Signifikanz
		A	B	C	D			
1992	Winterweizen - Korn	4,39	4,21	3,88	4,22	4,17	0,36	+
	Winterweizen - Stroh	6,22	6,77	6,62	6,47	6,52	0,91	n.s.
	Winterweizen - Gesamt-TM	10,60	10,97	10,50	10,69	10,69	1,17	n.s.
1993	Körnermais - Korn	8,24	10,65	10,59	10,81	10,07	0,72	***
	Körnermais - Stroh (+ Spindeln)	9,30	10,80	11,12	10,91	10,53	0,64	**
	Körnermais - Gesamt-TM	17,54	21,45	21,71	21,71	20,60	1,01	***
1994	Sojabohne - Korn	3,69	3,53	3,91	3,60	3,68	0,31	n.s.
	Sojabohne - Stroh	2,25	2,32	2,70	2,37	2,41	0,46	n.s.
	Sojabohne - Gesamt-TM	5,93	5,86	6,62	5,97	6,10	0,71	n.s.
1995	Winterweizen - Korn	2,27	2,75	2,79	2,99	2,70	0,38	*
	Winterweizen - Stroh	2,64	2,92	3,19	3,21	2,99	0,33	*
	Winterweizen - Gesamt-TM ohne Klee	4,91	5,67	5,97	6,20	5,69	0,67	*
	Winterweizen - Gesamt-TM mit Klee (erste Ernte)	7,97	8,44	8,67	8,76	8,46	0,74	n.s.
	Klee-TM (2. Ernte)	4,33	4,69	4,78	4,56	4,08	0,13	**

Von der Ertragskomponenten reagierten mehr als zufallsbedingt nur das Tausendkorngewicht und die Kornzahl pro Kolben im Jahr 1993 auf die Düngung, wobei - gleich wie bei der Reaktion des Ertrages - nur ein Unterschied zwischen „gedüngt“ (Varianten B, C und D) und „ungedüngt“ (Variante A) festzustellen war. Die Unterschiede innerhalb der gedüngten Varianten waren nur als zufällig zu betrachten.

Auch im letzten Versuchsjahr zeigte das Tausendkorngewicht in seiner Reaktion auf die Düngung eine ähnliche Tendenz, die Irrtumswahrscheinlichkeit für die Ablehnung der Nullhypothese („Alle Mittelwerte sind gleich.“) lag aber bereits über 5%.

Tabelle 24: Die Ertragskomponenten des Ackerlandversuches von 1992 bis 1995
[P.RUCKENBAUER et al., 1992, 1993, 1996]

Abkürzungen: GD_{5%}....Grenzdifferenz bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit; n.s.....nicht signifikant; +....Trend; *....signifikant; **....hoch signifikant; ***....sicher

Jahr	Kultur - Ertragskomponente	A	B	C	D	Mittelwert	GD _{5%}	Signifikanz
1992	Winterweizen - Bestandesdichte [Ähren pro m ²]	673,25	634,25	622,00	601,00	632,63	73,23	n.s.
	Winterweizen - Tausendkorngewicht [g]	40,68	35,87	32,79	35,83	36,29	6,94	n.s.
	Winterweizen - Kornzahl pro Ähre	22,38	22,06	21,27	22,54	22,06	1,68	n.s.
1993	Körnermais - Bestandesdichte [Kolben pro m ²]	8,45	8,57	8,46	8,57	8,51	0,35	n.s.
	Körnermais - Tausendkorngewicht [g]	246,33	293,80	288,65	295,18	280,99	15,41	***
	Körnermais - Kornzahl pro Kolben	396,02	422,90	434,00	429,63	420,64	19,40	*
1994	Sojabohne - Bestandesdichte [Pflanzen pro m ²]	44,38	41,81	42,76	39,72	42,17	6,58	n.s.
	Sojabohne - Tausendkorngewicht [g]	190,43	182,53	184,50	184,23	185,42	13,10	n.s.
	Sojabohne - Kornzahl pro Pflanze	44,35	46,75	49,88	49,95	47,73	8,59	n.s.
1995	Winterweizen - Bestandesdichte [Ähren pro m ²]	316,00	338,00	341,50	362,50	339,50	42,72	n.s.
	Winterweizen - Tausendkorngewicht [g]	38,55	41,67	40,21	41,24	40,42	2,30	+
	Winterweizen - Kornzahl pro Ähre	18,49	19,62	20,29	19,99	19,60	1,64	n.s.

In den Jahren 1992 und 1993 wurden bei Winterweizen und Körnermais auch die Wuchshöhen nach der abgeschlossenen Blüte gemessen.

Der Winterweizen zeigte eine mittlere Wuchshöhe von 128 cm. Er reagierte auf die Aschendüngung mit einem rund 5 cm höheren Wuchs gegenüber der Handelsdüngervariante. Die ungedüngte Variante war um ca. 7 cm kürzer als die Aschenvarianten. Das lange Stroh und die hohe Bestandesdichte (siehe oben) führten dazu, daß der Weizen auf der gesamten Versuchsfläche nach einem stärkeren Regen Mitte Juni stark lagerte. Dabei waren die gedüngten Parzellen stärker betroffen (mehr als 80% der Fläche) als die ungedüngten, bei denen nur 35 bis 40% der Fläche durch das Lager betroffen waren.

Der Mais war durchschnittlich 261 cm hoch. Die gedüngten Varianten lagen dabei zwischen 261 und 266 cm, die ungedüngte Variante war signifikant kürzer (253 cm).

Ein sichtbarer Stickstoffmangel konnte bei Körnermais nicht festgestellt werden. Weiters zeigte die Düngung keinen Einfluß auf den Zünslerbefall.

Die Sojabohne reagierte in ihrer Jugendentwicklung deutlich auf die Düngung. Ende Mai (1994) zeigten die Bestände der Versuchsglieder C und D ein vegetatives Entwicklungsstadium (nach [W.FEHR, 1980]) von 2,91 bis 2,96, während die ungedüngte Variante erst 2,76 erreicht hatte. Der Unterschied zwischen den Aschenvarianten und der ungedüngten Variante war dabei als signifikant zu bezeichnen, während die Entwicklungsstufe der B-Parzellen (2,81) weder von der ungedüngten Variante noch von den Aschenvarianten signifikant verschieden war.

Eine Abhängigkeit des Knöllchenansatzes (Durchschnitt Ende Mai 1994: 5,21 sichtbare Knöllchen pro Pflanze) an den Wurzeln der Sojabohne von der Düngung konnte nicht festgestellt werden.

4.3.2.2 Ergebnisse der Bodenuntersuchung nach der letzten Ernte

Nach der letzten Ernte im Jahr 1995 wurden Bodenproben gezogen und diese auf verschiedene Parameter (siehe Tabelle 25) untersucht. Der Zweck dieser Analyse lag darin, die Ergebnisse den Werten der ersten Untersuchung, die vor Versuchsbeginn vorgenommen wurde (siehe Tabelle 18), gegenüberzustellen und Veränderungen zu dokumentieren.

Die Schwierigkeit bei der Gegenüberstellung der Daten lag darin, daß trotz des sehr engen Rasters bei der Bodenprobenahme (21 Einstiche auf 28 m² entsprechen einer Fläche von nur 1,33 m² je Einstich) der Probenahmefehler immer noch zu groß war, um exakte Bilanzrechnungen zuzulassen. Gegenüber dem Grünland kam erschwerend dazu, daß die Probenahmetiefe von 30 cm (gegenüber 10 cm im Grünland) weitere Fehler vor allem bei den sehr geringen Schwermetallkonzentrationen ermöglichte.

Tabelle 25: Ergebnisse der Bodenanalysen vom Ackerlandversuch nach der letzten Ernte im Jahr 1995

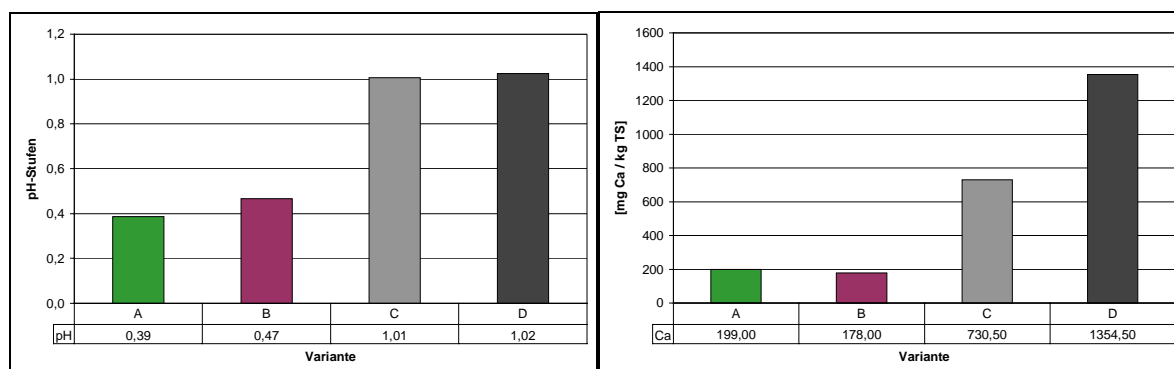
Erläuterung: Die hier vorliegenden Daten sind über die Wiederholungen gebildete Mittelwerte

Variante	A	B	C	D	Variante	A	B	C	D
pH-Wert in CaCl ₂	6,42	6,50	6,86	7,10	Al [mg/kg TS]	32.910,15	33.075,80	33.079,51	32.589,21
Wassergeh. [% FS]	22,53	22,41	22,51	21,36	Fe [mg/kg TS]	54.235,50	54.547,75	55.082,50	54.190,75
el.LF [mS / cm]	0,09	0,10	0,12	0,14	Mn [mg/kg TS]	1.742,28	1.740,26	1.805,66	1.817,89
Corg. [mg/kg TS]	1,75	1,64	1,73	1,73	Cu [mg/kg TS]	51,14	50,55	50,64	50,53
Humusgeh. [% TS]	3,01	2,82	2,98	2,98	Zn [mg/kg TS]	126,24	119,06	121,17	127,10
N-Gesamt [mg/kg TS]	1.855,00	1.787,50	1.960,00	1.910,00	Co [mg/kg TS]	21,46	21,61	21,77	21,54
NH ₄ [mg/kg TS]	1,95	1,98	1,73	1,88	Mo [mg/kg TS]	0,55	0,49	0,61	0,54
NO ₃ [mg/kg TS]	17,18	19,98	21,43	22,90	As [mg/kg TS]	17,79	17,82	18,03	17,62
P [mg/kg TS]	1.059,23	1.065,68	1.130,22	1.137,31	Ni [mg/kg TS]	57,63	57,75	58,13	57,78
K [mg/kg TS]	3.850,28	3.901,49	3.919,13	3.954,28	Cr [mg/kg TS]	30,06	29,78	30,05	29,78
Ca [mg/kg TS]	5.124,50	5.107,25	5.705,50	6.363,25	Pb [mg/kg TS]	32,32	32,70	33,03	35,08
Mg [mg/kg TS]	9.412,20	9.487,71	9.503,62	9.570,06	Cd [mg/kg TS]	0,27	0,25	0,25	0,45
Na [mg/kg TS]	216,76	228,57	211,58	242,31	V [mg/kg TS]	75,73	75,09	76,15	75,42
B [mg/kg TS]	10,35	10,14	9,54	9,53					

Trotz dieser Probleme waren für einige dieser Parameter die Einflüsse der Aschendüngung erkennbar. Wie auch im Grünland zeigte z.B. die Aschendüngung (Versuchsglieder C und D) einen Einfluß auf die Entwicklung des pH-Wertes (siehe Abbildung 18). Während er sich nämlich bei der ungedüngten (A) und der Handelsdüngervariante (B) kaum änderte, gab es bei den beiden Aschenvarianten (C und D) einen Anstieg um eine Einheit. Dieser Effekt war zwar nicht als „statistisch signifikant“ einzustufen, die Irrtumswahrscheinlichkeit von 6,3% zeigte aber einen deutlichen Trend an.

Der pH-Anstieg auf den Aschenparzellen ließ sich zum größten Teil - wie aus Abbildung 18 ersichtlich - aus dem sehr deutlichen Anstieg der Kalziumkonzentration in den Aschenvarianten erklären. Statistisch gesehen war der Einfluß der Aschendüngung auf diese Größe als „hoch signifikant“ einzustufen.

Abbildung 18: Die Änderung der pH-Werte (in CaCl₂) und der Kalziumkonzentrationen in den Böden der Versuchsvarianten im Ackerlandversuch von 1992 bis 1995.



Die elektrische Leitfähigkeit im Boden wurde durch die Aschendüngung im Ackerland signifikant beeinflusst. Sie nahm generell auf der gesamten Versuchsfläche ab, auf den

ungedüngten und den Handelsdüngerparzellen allerdings deutlich stärker als auf den Aschenparzellen.

Völlig unterschiedliche bis sogar widersprüchliche Ergebnisse zeigten sich für die beiden Aschenvarianten bei den Schwermetallen Kupfer, Zink, Blei und Kadmium. Die hohe Aschenmenge der Variante D (6.000 kg Asche je ha und Jahr) führten bei Blei und Kadmium zu statistisch signifikanten Konzentrationsanstiegen gegenüber der ungedüngten (A) bzw. der Handelsdüngervariante (B), während die Änderung der Blei- und Kadmiumkonzentration in den Parzellen der Variante C (3.000 kg Asche je ha und Jahr) geringer war als in den Varianten A und B (siehe Abbildung 19).

Abbildung 19: Die Änderung der Blei- und der Kadmiumkonzentrationen in den Böden der Versuchsvarianten im Ackerlandversuch von 1992 bis 1995.

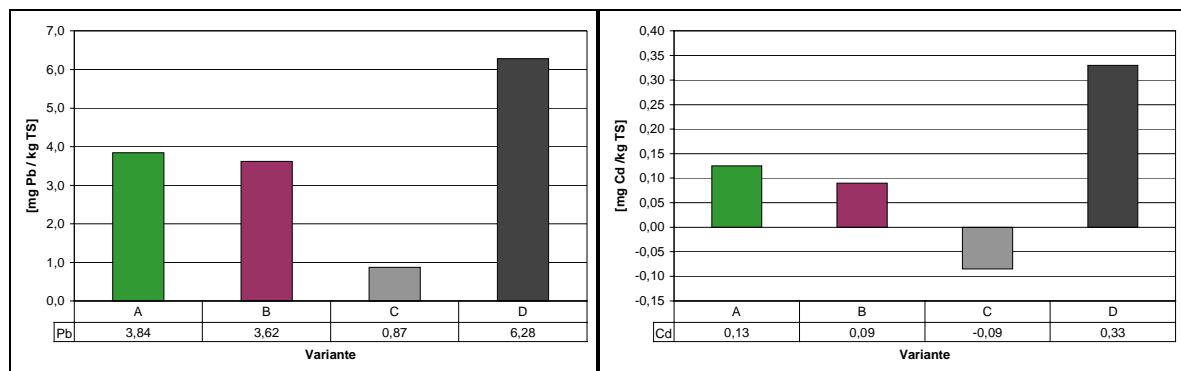
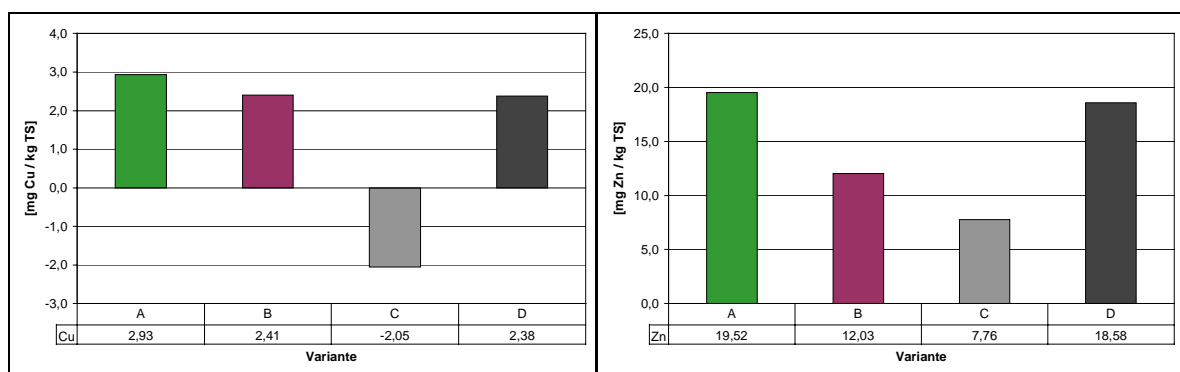


Abbildung 20: Die Änderung der Kupfer- und der Zinkkonzentrationen in den Böden der Versuchsvarianten im Ackerlandversuch von 1992 bis 1995.



Für die Schwermetalle Kupfer und Zink (Abbildung 20) war zwischen den Varianten A, B und D keine unterschiedliche Entwicklung der Konzentrationen festzustellen, während für die Variante C auch hier eine geringere Konzentrationszunahme (Zink) bzw. sogar eine -abnahme (Kupfer) zu beobachten war (siehe). Die varianzanalytische Verrechnung zeigte für diese vier Elemente eine relativ große Fehlervarianz, die eine weitergehende Interpretation der Wirkung der Holzschendüngung auf die Konzentrationsänderungen von Kupfer, Zink, Blei und Kadmium aus diesen Ergebnissen allein nicht erlaubt. Der Grund dafür liegt wahrscheinlich in den oben genannten Schwierigkeiten bei der Probenahme.

Auf den Humusgehalt sowie die Gehalte an Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Natrium, Bor, Aluminium, Eisen, Mangan, Kobalt, Molybdän, Arsen, Nickel, Chrom und Vanadium führte die Aschendüngung gegenüber den anderen Varianten (ungedüngt bzw. Handelsdünger) zu keinen statistisch abzusichernden Unterschieden.

4.3.2.3 Ergebnisse der Pflanzenanalysen von 1992 bis 1995

In den Jahren 1992 bis 1995 erfolgte von jeder Hauptkultur die Entnahme von Ganzpflanzenproben (je eine Probe pro Düngungsvariante) zur Gesamtanalyse. Diese Analysen wurden primär zur Beobachtung der düngungsabhängigen Entwicklung der Elementgehalte durchgeführt und wurden darüber hinaus zur Gegenüberstellung von Nährstoffein- und austrägen über die vier Versuchsjahre verwendet.

Bedingt durch die Probenahme (nur eine Wiederholung je Variante) war eine varianzanalytische Beurteilung der Analysendaten der Ganzpflanzenproben von Winterweizen „Capo“, Körnermais, Sojabohne und Winterweizen „Renan“ nicht möglich. Aus diesem Grund sind in nur die Meßwerte ohne statistische Parameter angeführt.

Für die in Tabelle 26 dargestellten Analysenwerten ist noch keine Differenzierung ersichtlich, die eindeutig den Düngungsvarianten zugeordnet werden könnte. So schien es z.B. für Kalzium einen Einfluß der Düngung in den Jahren 1992 bis 1994 zu geben, im Jahr 1995 war er aber nicht mehr erkennbar. Ein ähnliches Ergebnis war auch für Magnesium und Kalium zu beobachten. Bei den Spurenelementen fiel vor allem die Entwicklung des Molybdängehaltes auf: Während im ersten Versuchsjahren noch kein Unterschied in den Varianten feststellbar war, zeigten die Ergebnisse ab 1993 einen recht deutlichen Einfluß der Aschendüngung auf den Molybdängehalt der Pflanzen. Dieser Effekt war auch im Grünland zu erkennen (siehe Kapitel 4.2.2.4). Die Beeinflussung des Zinkgehaltes durch die „hohen“ Düngungsstufen (B und D) zeigte sich vor allem im letzten Versuchsjahr.

Besonderes Augenmerk wurde aber auf die Pflanzenanalysen der zuletzt geernteten Zwischenkultur (Rotklee) gelegt, wovon im Gegensatz zu den Hauptkulturen von jeder Parzelle Proben zur Analyse gelangten.

Aufgrund der dreifachen Wiederholung war eine genauere Interpretation der Analyseergebnisse der Kleeproben im Jahr 1995 möglich. Die Ergebnisse (Mittelwerte und statistische Parameter) sind in Tabelle 27 zusammengefaßt.

Die Mineralstoffanalyse der Kleeproben weist signifikante Unterschiede zwischen den Varianten für Kalium, Aluminium, Eisen, Kobalt, Molybdän, Chrom und Vanadium auf.

Kalium ist in den Proben der gedüngten Varianten (B, C und D) höher konzentriert als in jenen der ungedüngten (A). Innerhalb der gedüngten Versuchsglieder weisen B und D höhere Kaligehalte auf als C.

Bei Aluminium, Eisen und Vanadium weist die Variante C statistisch gesichert höhere Gehalte als A, B und D auf. Letztere unterscheiden sich nicht signifikant.

Auch bei Kobalt zeigt sich ein ähnliches Ergebnis. Die Variante C weist - signifikant von A, B und D abgegrenzt - den höchsten Gehalt auf. Zudem ist, wenn die Grenzdifferenz als Unterscheidungskriterium herangezogen wird, auch noch A von D signifikant verschieden.

Der deutlichste Unterschied zwischen Asche- (C und D) und Nicht - Aschenvarianten (A und B) ist bei diesem Versuch im Molybdängehalt zu beobachten. Die Aschenvarianten weisen hier mit statistischer Sicherheit eine vier- bis sechsfach höhere Konzentration als die Versuchsglieder A und B auf.

Ganz anders verhält sich offensichtlich die Chromaufnahme durch die Pflanzen der einzelnen Versuchsglieder. Hier zeigt sich bei D ein signifikant geringerer Gehalt als bei A, B und C. Letztgenannte Varianten sind statistisch nicht voneinander verschieden.

Auf die Konzentrationen der übrigen Elemente (Ca, Mg, Na, P, B, Mn, Cu, Zn, As, Ni, Pb und Cd) sowie auf den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der Pflanzen hatte bei diesem Versuch der Faktor „Düngung“ keinen statistisch gesicherten Einfluß. Die Grenzdifferenzen sind zwar zur Vervollständigung der Ergebnisse in Tabelle 27 angeführt, dürfen aber nicht zum Mittelwertvergleich herangezogen werden.

Tabelle 26: Nährstoff- und Schwermetallgehalte in Ganzpflanzenproben des Ackerlandversuches von 1992 bis 1995

Erläuterungen: A .. ungedüngte, B .. mit Handeldüngern, C .. mit 3.000 kg/(ha·a) Rindenasche, D .. mit 6.000 kg/(ha·a) Rindenasche gedüngte Variante

Kultur Variante	Winterweizen Ganzpflanzen 1992				Körnermais Ganzpflanzen 1993				Soja Ganzpflanzen 1994				Winterweizen Ganzpflanzen 1995			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
Corg. [% TS]	49,95	50,70	49,68	49,35	48,54	47,30	45,78	47,57	41,70	42,60	41,70	42,00	42,31	42,92	42,92	43,52
N [mg/kg TS]	9320,00	11280,00	12460,00	10560,00	9040,00	12180,00	11370,00	13130,00	35000,00	38700,00	35100,00	36000,00	19320,00	19110,00	17850,00	18480,00
Ca [mg/kg TS]	971,57	886,20	1182,43	1045,33	950,02	1644,14	2758,57	2822,05	5255,00	6120,00	6900,00	6280,00	8411,55	6649,59	6605,87	6992,02
Mg [mg/kg TS]	702,10	665,68	786,82	722,65	1095,17	1508,46	1593,48	2154,05	2694,00	3133,00	3519,50	3287,50	1973,15	1773,99	1826,94	1929,57
K [mg/kg TS]	6714,12	9206,26	10476,40	9873,05	6755,18	5672,01	5069,22	6885,30	14965,00	16225,00	14895,00	15840,00	17763,22	16929,47	16012,83	16829,26
Na [mg/kg TS]	47,02	55,17	53,88	57,75	36,30	40,59	36,73	29,87	107,80	87,60	93,30	88,80	205,66	163,50	183,25	181,37
P [mg/kg TS]	2025,27	2314,38	2692,28	2259,67	2172,82	2631,64	2097,74	2440,79	4459,42	4281,39	4974,66	4808,34	2611,82	2680,90	2575,71	2874,50
B [mg/kg TS]	2,33	18,03	1,74	9,27	2,79	3,19	3,95	4,26	20,32	15,37	15,21	15,37	9,52	8,10	9,28	8,62
Al [mg/kg TS]	39,64	4,75	0,00	12,72	102,76	50,85	368,69	191,03	41,80	32,80	41,00	31,90	146,67	211,12	160,42	89,74
Fe [mg/kg TS]	339,73	338,64	339,73	339,73	339,18	339,18	885,61	533,82	86,50	111,30	102,90	96,80	263,34	366,36	325,41	197,11
Mn [mg/kg TS]	27,09	30,20	25,05	25,58	11,79	16,50	32,82	27,35	22,78	29,11	25,87	23,04	59,22	56,64	51,61	54,50
Cu [mg/kg TS]	2,47	4,45	2,98	2,81	3,18	4,42	5,01	4,75	13,82	14,23	14,64	14,40	7,96	7,50	7,31	7,67
Zn [mg/kg TS]	29,42	29,36	29,39	29,40	29,41	29,39	29,41	29,40	33,91	42,59	34,33	35,08	43,19	80,68	36,91	112,12
Co [mg/kg TS]	0,02	0,19	0,06	0,09	0,27	0,14	0,47	0,21	0,15	0,47	0,42	0,27	0,29	0,38	0,39	0,27
Mo [mg/kg TS]	0,82	1,82	1,51	0,00	0,40	0,61	1,12	0,74	2,73	2,12	5,35	7,20	0,85	0,20	1,51	1,44
As [mg/kg TS]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,23	0,39	0,46	0,33	0,65
Ni [mg/kg TS]	0,92	0,42	0,47	0,86	3,31	2,60	4,95	2,83	6,24	10,60	7,39	7,70	1,36	1,41	3,93	1,78
Cr [mg/kg TS]	2,36	1,51	1,39	1,72	10,25	6,37	26,15	6,97	5,23	12,44	5,51	6,12	1,84	1,87	10,13	3,85
Pb [mg/kg TS]	3,25	3,24	3,22	3,51	3,73	3,33	5,38	5,02	2,28	2,02	2,69	1,87	0,84	0,92	0,74	0,99
Cd [mg/kg TS]	0,05	0,04	0,03	0,06	0,01	0,05	0,04	0,07	0,34	0,31	0,22	0,33	0,09	0,09	0,10	0,09
V [mg/kg TS]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,66	0,36	0,50	0,39	0,45	0,48	0,33	0,48	0,36	0,19

Tabelle 27: Nährstoff- und Schwermetallgehalte im Erntegut des zweiten Kleeaufwuchses des Ackerlandversuches 1995

Abkürzungen: FG_V = Freiheitsgrade für die Variante; FG_F = Freiheitsgrade für den Fehler; n.s. = nicht signifikant; + = Trend; * = signifikant; ** = hoch signifikant; *** = sicher; GD_{5%} = Grenzdifferenz bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit; MW = Mittelwert

Klee	C_{org.}	N-Gesamt	Ca	Mg	K	Na	P
Ackerlandversuch 1995	[mg/kg TS]						
höchster Gehalt (Variante)	41,31 (D)	30.638,61 (D)	13.021,84 (A)	2.547,41 (C)	30.261,28 (D)	299,77 (B)	3.060,10 (C)
..	40,95 (B)	30.415,00 (A)	12.635,66 (C)	2.467,73 (A)	30.214,57 (B)	293,18 (C)	2.828,90 (A)
..	40,95 (A)	30.345,00 (B)	11.817,30 (B)	2.366,84 (D)	28.779,92 (C)	277,67 (D)	2.730,43 (D)
niedrigster Gehalt (Variante)	40,19 (C)	30.082,50 (C)	11.144,58 (D)	2.337,76 (B)	26.932,62 (A)	266,28 (A)	2.681,77 (B)
Mittelwert	40,85	30.370,28	12.154,85	2.429,93	29.047,10	284,23	2.825,30
F-Wert (FG _V =3, FG _F =6)	0,36	0,03	1,02	0,42	14,45	0,18	0,58
Testurteil	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.
GD _{5%}	2,70	4408,37	2877,42	514,32	1427,84	124,22	763,90
GD _{5%} in % v. MW	6,61	14,52	23,67	21,17	4,92	43,70	27,04
Klee	B	Al	Fe	Mn	Cu	Zn	Co
Ackerlandversuch 1995	[mg/kg TS]						
höchster Gehalt (Variante)	16,31 (D)	440,20 (C)	759,57 (C)	54,74 (C)	15,05 (B)	89,26 (A)	0,69 (C)
..	15,60 (A)	318,77 (D)	555,67 (D)	45,40 (A)	14,98 (C)	87,01 (B)	0,58 (D)
..	14,62 (C)	230,79 (A)	445,13 (A)	44,63 (D)	14,27 (A)	73,60 (D)	0,51 (B)
niedrigster Gehalt (Variante)	13,88 (B)	230,77 (B)	415,12 (B)	44,36 (B)	13,92 (D)	63,87 (C)	0,47 (A)
Mittelwert	15,10	305,13	543,87	47,28	14,56	78,44	0,56
F-Wert (FG _V =3, FG _F =6)	1,65	10,79	9,06	2,17	0,55	1,13	10,50
Testurteil	n.s.	**	*	n.s.	n.s.	n.s.	**
GD _{5%}	2,88	104,44	179,37	11,71	2,56	38,85	0,10
GD _{5%} in % v. MW	19,07	34,23	32,98	24,77	17,59	49,53	17,79
Klee	Mo	As	Ni	Cr	Pb	Cd	V
Ackerlandversuch 1995	[mg/kg TS]						
höchster Gehalt (Variante)	2,51 (D)	0,42 (D)	4,79 (B)	4,16 (B)	1,81 (C)	0,13 (C)	1,12 (C)
..	2,31 (C)	0,39 (A)	4,36 (A)	3,54 (A)	1,71 (A)	0,11 (D)	0,82 (D)
..	0,57 (A)	0,39 (C)	2,52 (C)	3,50 (C)	1,60 (B)	0,10 (A)	0,61 (A)
niedrigster Gehalt (Variante)	0,43 (B)	0,38 (B)	1,51 (D)	2,04 (D)	1,41 (D)	0,10 (B)	0,58 (B)
Mittelwert	1,45	0,40	3,30	3,31	1,63	0,11	0,78
F-Wert (FG _V =3, FG _F =6)	28,95	0,06	1,32	5,73	1,56	0,69	9,37
Testurteil	***	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	*
GD _{5%}	0,71	0,26	4,65	1,30	0,46	0,06	0,28
GD _{5%} in % v. MW	48,85	65,57	141,04	39,28	28,19	55,18	36,29

5 DISKUSSION DER ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

5.1 CHARAKTERISTIK DER VERWENDETEN ASCHEN: ANORGANISCHE INHALTSSTOFFE UND NÄHRSTOFFVERFÜGBARKEIT

Im Rahmen der Durchführung der Gefäß- und Feldversuche kamen vorwiegend Aschen aus einer Rinden- und einer Sägespänefeuerung zur Anwendung. Für den Gefäßversuch im Jahr 1994 wurde eine Mischung aus einer Hackgutmasse und einer Sägespäneasche im Verhältnis 2 : 1 verwendet.

In Tabelle 28 sind die Bereiche der Analysenergebnisse für die im Acker- und Grünlandversuch verwendeten Aschen angegeben.

Der Vergleich der Gehalte an anorganischen Inhaltsstoffen der verwendeten Aschen mit in der Literatur dokumentierten Werten (siehe Tabelle 4) führt zu folgenden Ergebnissen:

- a) In der Sägespäneasche wurden zum Teil geringere Werte an Molybdän, Arsen, Blei und Vanadium, aber zum Teil höhere Werte an Kalzium, Magnesium, Eisen und Chrom gemessen als aus verschiedenen Literaturstellen (für alle Aschen) bekannt war. Alle anderen Parameter lagen innerhalb der bekannten Bereiche.
- b) Für die verwendeten Rindenmasse ergab der Vergleich mit den Literaturwerten (ohne diese nach Brennstoff zu differenzieren) zum Teil höhere Werte für Kalzium, Natrium, Eisen, Arsen und Chrom und zum Teil niedrigere Werte für Molybdän und Blei.

Somit waren die verwendeten Aschen im internationalen Vergleich speziell durch geringe Gehalte an Molybdän und Blei und durch hohe Gehalte an Kalzium, Eisen und Chrom charakterisiert.

Zur Untersuchungsmethodik ist anzumerken, daß nur durch den angewandten Säuredruckaufschluß (siehe ANHANG A) eine vollständige Lösung der chemisch sehr komplexen anorganischen und organischen Aschenmatrix möglich war. Offene Säureaufschlüsse (z.B. mit Königswasser oder Salzsäure) bergen dagegen bei Pflanzenaschen die Gefahr einer unvollständigen Lösung der Probe, einer Kontamination der Probe durch Umgebungseinflüsse und die Gefahr von Verlusten leichtflüchtiger Elemente [I.OBERNBERGER, 1997]. Ein Teil der Unterschiede zwischen den „steirischen“ und den „internationalen“ Aschen ist damit wahrscheinlich auf die verschiedenen Aufschlußverfahren zurückzuführen.

Tabelle 28: Bereiche für die Untersuchungsparameter der von 1992 bis 1995 im Acker- und Grünlandversuch verwendeten Aschen

	Sägespäneaschen Grünlandversuch		Rindenaschen Ackerlandversuch	
	von	bis	von	bis
Verhältnis GA : Z-FA	18,4 : 81,6	34,6 : 65,4	54,6 : 45,4	80,7 : 19,3
pH-Wert in CaCl ₂	10,77	13,23	12,72	12,85
H ₂ O-Gehalt [% FS]	0,90	14,59	0,01	0,15
el. Leitfähigk [mS/cm]	9,10	17,15	7,26	12,97
Glühverlust [% TS]	11,07	32,91	0,04	1,46
C _{org} [mg/kg]	24.703	78.863	3.863	7.220
CO ₂ [mg/kg]	96.171	207.163	39.337	49.296
P ₂ O ₅ [mg/kg]	21.191	35.755	13.435	24.195
K ₂ O [mg/kg]	51.574	87.570	40.444	59.165
CaO [mg/kg]	295.819	487.143	353.631	530.128
MgO [mg/kg]	44.558	73.941	47.769	72.350
Na ₂ O [mg/kg]	2.808	5.438	7.276	10.427
Al ₂ O ₃ [mg/kg]	12.256	32.747	48.835	77.024
Fe ₂ O ₃ [mg/kg]	19.300	50.762	25.978	44.526
MnO [mg/kg]	26.298	31.806	12.512	19.323
Cu [mg/kg]	135,46	202,23	76,19	135,84
Zn [mg/kg]	1.069,81	1.466,22	818,39	1.381,60
Co [mg/kg]	14,17	23,69	23,60	28,07
Mo [mg/kg]	1,87	3,63	0,21	4,23
As [mg/kg]	2,46	9,40	7,75	31,71
Ni [mg/kg]	34,21	138,25	40,05	128,12
Cr [mg/kg]	41,40	204,07	46,57	134,95
Pb [mg/kg]	17,21	93,64	21,87	35,95
Cd [mg/kg]	13,35	17,61	5,53	11,02
V [mg/kg]	14,81	30,92	44,44	64,99

Für die praktische Anwendung von Biomasseasche ist natürlich entscheidend, ob sie in ihrer Zusammensetzung den gesetzlichen Anforderungen entspricht. Wie bereits in Kapitel 2.2.1 erwähnt, sind in Österreich dafür die in den Bodenschutzgesetzen der Bundesländer vorgegebenen Rahmenbedingungen maßgeblich. Darüber hinaus sind diverse Richtlinien des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz und die „Regeln der guten fachlichen Praxis“ einzuhalten. Auch der Vergleich mit dem - an sich nicht zutreffenden

Düngemittelgesetz ist interessant, da dieses strenge Gesetz auch in bezug auf Sekundärrohstoffe richtungweisend für künftige Entwicklungen sein sollte.

Der Vergleich der Schwermetallgehalte der verwendeten Aschen mit den verschiedenen Gesetzen und Richtlinien (siehe Tabelle 3) zeigte:

- Im Kupfer-, Zink- und Chromgehalt entsprachen die verwendeten Sägespäneaschen den gültigen Grenzwerten für Klärschlamm in den Bodenschutzgesetzen der Länder Oberösterreich, Niederösterreich und Steiermark sowie den Richtlinien „Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland“ (bzw. „... im Wald“). Auch im internationalen Vergleich lagen die Werte unter den vorgegeben Grenzwerten für Klärschlamm. Im Vergleich zu Richtlinien für Komposte oder dem Richtwert der Düngemittelverordnung waren die Kupfer- und Zinkwerte der Sägespäneaschen aber höher. Die verwendeten Rindenaschen entsprachen im Kupfergehalt - mit einer Ausnahme - auch den strengen Anforderungen der österreichischen Düngemittelverordnung. Der Zinkgehalt lag aber auch bei der Rindenasche über dem Grenzwert dieser Verordnung. Die Chromwerte der eingesetzten Aschen lagen zum Teil deutlich über, zum Teil aber auch unter dem Richtwert der österreichischen Düngemittelverordnung.
- Die Kobaltgehalte aller verwendeten Aschen entsprachen den vorgegebenen Grenzwerten, soweit solche vorhanden waren. Nach dem Niederösterreichischen Bodenschutzgesetz waren sowohl die Sägespäneaschen als auch die Rindenaschen im Kobaltgehalt der Klärschlammklasse III zuzuordnen.
- Die Molybdän- und die Vanadiumgehalte aller eingesetzten Aschen lagen weit unter den vorhandenen Grenzwerten.
- Ebenso entsprachen - mit einer Ausnahme bei den Rindenaschen - die Arsengehalte den vorhandenen Grenzwerten. Hier ist anzumerken, daß nur in der Klärschlammverordnung der Steiermark und in den „Richtlinien für die sachgerechte Anwendung von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland“ (bzw. „... im Wald“) Grenzwerte für Arsen festgelegt sind.
- Der Nickelgehalt lag sowohl für die Sägespäneasche als auch für die Rindenasche im Jahr 1994 über den in Österreich, der Schweiz und in Dänemark anzuwendenden Grenzwerten. In den anderen Versuchsjahren trat dieses Problem nicht auf, hier waren die Nickelwerte zum Großteil niedriger als der Richtwert der Düngemittelverordnung. Die sehr strengen Werte, die in Dänemark für Klärschlamm oder in der Schweiz für Kompost gelten, sind aber immer überschritten worden.

- Die Bleikonzentrationen lagen sowohl in den Sägespäne- als auch in den Rindenaschen generell unter den vorgegebenen nationalen und internationalen Grenz- und Richtwerten für Aschen, Klärschlamm und Kompost.
- Die meisten Probleme hinsichtlich Grenzwertüberschreitungen waren für Kadmium zu beobachten. Die Sägespäneaschen waren generell zu kadmiumreich, lediglich die EU-Richtlinie 86/278/EWG würde den Einsatz dieser Aschen erlauben. Die Kadmiumwerte der Rindenaschen lagen 1992 und 1993 ebenfalls über den gesetzlichen Grenzwerten. In den letzten beiden Versuchsjahren waren sie aber deutlich niedriger und entsprachen damit den Anforderungen der Bodenschutzgesetze Niederösterreichs, Oberösterreichs und der Steiermark sowie der Richtlinie „Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und Grünland“.

Für die Aschen, die zur Düngung im Rahmen der Gefäßversuche verwendet wurden, liegen keine Daten zu den Schwermetallgehalten vor, da sie nur auf die Hauptnährstoffe P, K und Mg untersucht wurden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigten für die Rindenasche (eingesetzt im Jahr 1993) einen P_2O_5 -Gehalt von 3,43%, einen K_2O -Gehalt von 6,44% und einen MgO-Gehalt von 4,25%. Das Gemisch aus Sägespäneasche und Hackgutasche, welches für den Gefäßversuch 1994 verwendet wurde, beinhaltete 2,88% P_2O_5 , 6,31% K_2O und 4,46% MgO. Die Werte für die untersuchten Parameter der beiden Aschengemische lagen damit leicht über den Mittelbereichen der Literaturangaben.

Aus pflanzenbaulicher Sicht sind neben den Nährstoffgehalten der Aschen auch deren Verfügbarkeiten von Interesse. Der Stickstoff spielt in den Pflanzenaschen keine Rolle, da er bei der Verbrennung nahezu vollständig in die Luft entweicht. Gereiht nach der Konzentration in den Aschen sind speziell Kalzium, Kalium, Magnesium und Phosphor und zum Teil auch Natrium von Bedeutung.

Die Gefäßversuche der Jahre 1993 und 1994 waren speziell zur Ermittlung der Kali-, der Phosphat- und der Magnesiumverfügbarkeit angelegt. Die Resultate zeigten - im Vergleich zu Kaliumchlorid, sekundärem Kalziumphosphat und Bittersalz - eine vollständige Kalium- und eine recht gute Magnesiumverfügbarkeit (73,1%) aber eine schlechte Wirksamkeit des Phosphats (8,6%).

Aus der Wirkung der Aschendüngung auf den pH-Wert in den Versuchsböden ist darüber hinaus auf eine gute Kalziumverfügbarkeit zu schließen. Die Kalziumverfügbarkeit spiegelte sich allerdings in den Konzentrationen im Erntegut nicht wider. Die Ursache dafür lag möglicherweise darin, daß die pH-Werte der Böden auf den Versuchsflächen bereits zu Versuchsbeginn im Normalbereich lagen (beide Flächen wurden vor der Versuchsanlage regelmäßig gekalkt), so daß eine weitere Wirkung einer Kalziumdüngung auf die Pflanzen nicht zu erwarten war.

Das Ergebnis der hohen Magnesiumverfügbarkeit überraschte im Vergleich zur geringen Eluierbarkeit des Magnesiums (siehe Tabelle 5). Dennoch war das Ergebnis nicht völlig unwahrscheinlich. So zeigte z.B. ein Auswaschungsversuch auf Torfboden in Finnland, daß das Magnesium - bezogen auf die ausgebrachte Menge mittels Holzasche - leichter ausgewaschen wurde als Kalzium, Mangan und Phosphor [K.SILFVERBERG, 1998].

Die geringe Phosphatverfügbarkeit wurde auch bei [T.OHNO et al., 1990] in einer Arbeit über den Effekt der Aschenapplikation auf den Boden-pH und das Niveau einiger „Prüfnährstoffe“ im Boden beschrieben. Die durchschnittliche Abgabe an Nährstoffen aus der Asche in den Boden betrug nach dieser Arbeit für Phosphor 5,7%, für Kalium 40%, für Magnesium 48%, für Kalzium 74% und für Natrium 16%.

Aus der Sicht des Nährstoffgehaltes und der Nährstoffverfügbarkeit ist Holzasche somit vorwiegend wie ein Kalziumdünger mit einem geringen Magnesiumanteil zu betrachten. Der Kaliumgehalt ist zwar - im Vergleich zu Kaliumhältigen Handelsdüngern - nicht besonders hoch, er muß aber aufgrund der hervorragenden Verfügbarkeit in einer Düngeplanung bzw. in einer Nährstoffbilanzierung auf jeden Fall berücksichtigt werden. Der Phosphatgehalt liegt in der Regel kaum über 2% P_2O_5 in der Trockensubstanz, darüber hinaus ist das Phosphat sehr schlecht verfügbar. In einer Düngeplanung ist nach der derzeit üblichen Praxis der Phosphatgehalt dennoch voll zu berücksichtigen, es stellt sich allerdings die Frage, ob dieses Phosphat jemals eine pflanzenbauliche oder ökologische Wirkung zeigt.

5.2 PFLANZENBAULICHE AUSWIRKUNGEN DER ASCHENDÜNGUNG (ERTRÄGE, ERTRAGSKOMPONENTEN, BESTANDESZUSAMMENSETZUNG)

Eine der interessantesten Fragestellungen im Zusammenhang mit den vierjährigen Freilandversuchen war, inwieweit sich die - absichtlich überhöhten - Aschenmengen in pflanzenbaulicher Hinsicht auswirken würden. Die internationalen Erfahrungen, die mit Holzasche als Dünger bis Versuchsbeginn gemacht wurden, bezogen sich hauptsächlich auf die Wirkung der Asche auf den Boden und auf ihre Wirkung in Forstkulturen, es gab aber keine Erfahrungen hinsichtlich einer landwirtschaftlichen Anwendung.

Im Grünlandversuch wurden in allen vier Jahren und bei allen Varianten Erträge von zumindest 9 t TM/(ha·a) erzielt, der Durchschnittsertrag der Versuchsfläche lag bei 11,13 t TM/(ha·a). Gemäß den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996b] war damit die Ertragslage des Standortes als „sehr hoch“ bei landesüblicher Bewirtschaftung bzw. als „hoch“ bis „sehr hoch“ bei gehobener Bewirtschaftung einzustufen.

Der Ertragsunterschied zwischen den gedüngten Varianten (Handelsdünger und Sägespäne- asche) und der ungedüngten Variante betragen im Durchschnitt der Jahre zumindest 1,8 t TM/(ha-a) und war als statistisch hoch signifikant zu bezeichnen. Innerhalb der gedüngten Varianten waren die geringen Ertragsdifferenzen nach dem Ergebnis der Varianzanalyse nur durch den Zufall bedingt.

Auch in der Bestandeszusammensetzung waren die Unterschiede innerhalb der gedüngten Varianten sehr gering. Eine Ausnahme bildete der Kleeanteil, der im letzten Versuchsjahr in den Handeldüngerparzellen etwas höher war (16%) als in den Aschenparzellen (8,8% bei 3.000 kg Asche/(ha-a) und 10,3% bei 6.000 kg Asche/(ha-a)). Die ungedüngte Variante, die im Gegensatz zu den gedüngten Varianten auch keinen Stickstoff erhalten hatte, zeigte aber in allen vier Versuchsjahren einen deutlich höheren Kleeanteil als alle gedüngten Versuchsglieder. Die Anzahl der Arten wurde durch die Düngung nicht beeinflusst. Insgesamt wurden auf der Versuchsfläche im letzten Versuchsjahr 36 verschiedene Pflanzenarten bestimmt.

Im Ackerland war die Ertragsentwicklung in den einzelnen Versuchsjahren sehr unterschiedlich. Der Kornertrag des Winterweizens des ersten Jahres war mit durchschnittlich 4,17 t/ha als „mittel“ einzustufen. Die Versuchsglieder unterschieden sich nicht signifikant voneinander.

Im zweiten Versuchsjahr zeigte sich ein gänzlich anderes Bild: Sowohl im Korn- als auch im Strohertrag waren die Erträge der gedüngten Varianten deutlich höher als jene des ungedüngten Versuchsgliedes. Die Differenzen waren für den Kornertrag aus statistischer Sicht „sicher“ und für den Strohertrag „hoch signifikant“. Die Unterschiede in den Kornerträgen ließen sich auf einen statistisch gesicherten Einfluß der Düngung auf das Tausendkorngewicht sowie einen signifikanten Einfluß auf die Kornzahl pro Kolben zurückführen. Der Mittelwert des Kornertrages war mit 10,07 t/ha der „sehr hohen“ Ertragslage zuzuordnen.

Für die Sojabohne führte die Varianzanalyse weder im Korn- noch im Strohertrag zu einem statistisch zu sichernden Unterschied. Auch in den Ertragskomponenten waren die Differenzen zwischen den Versuchsgliedern als zufällig zu bezeichnen. Mit durchschnittlich 3,68 t/ha Kornertrag wurde ein sehr gutes Erntergebnis erzielt.

Der Winterweizen - Kornertrag des letzten Jahres war mit 2,7 t/ha als „niedrig“ einzustufen. Dieses Ergebnis ist darauf zurückzuführen, daß in diesem Jahr das Hauptaugenmerk auf dem Kleeunterwuchs lag, weshalb eine etwas dünnere Saatstärke und eine stark reduzierte Stickstoffdüngung zum Weizen gewählt wurde. Dennoch war ein signifikanter Unterschied zwischen der ungedüngten und den gedüngten Varianten erkennbar, der offensichtlich auf einen Einfluß der Düngung auf das Tausendkorngewicht zurückzuführen war.

Der Ertrag des Kleeschnittes im Herbst 1995 war mit durchschnittlich 4,08 t TM/ha sehr hoch, auch hier war die Ertragsdifferenz zwischen dem ungedüngten und den gedüngten Versuchsgliedern statistisch nachzuvollziehen.

Eine Gesamtbetrachtung über alle Erntedaten beider Versuchsstandorte zeigte, daß die Ertragsunterschiede zwischen den Versuchsgliedern bei den im Ackerland - sofern welche auftraten - und bei den Dauerwiesenbeständen im Grünland auf die unterschiedliche Stickstoffdüngung (kein Stickstoff für die ungedüngte, Stickstoff nach Bedarf für die Handelsdünger- und die Holzaschenvarianten) zurückzuführen waren. Innerhalb der gedüngten Varianten konnten die Ertragsdifferenzen nur als zufällig betrachtet werden. Das hieß, daß hinsichtlich der Ertragswirkung unter den gegebenen Bedingungen die Holzasche gegenüber den eingesetzten Handelsdüngern gleichwertig war.

5.3 AUSWIRKUNG DER ASCHENDÜNGUNG AUF DIE ELEMENTKONZENTRATIONEN IN PFLANZEN

Neben der Wirkung auf den Ertrag ist für eine Beurteilung eines Düngers bzw. zur Düngung eingesetzten Sekundärrohstoffes auch seine Wirkung in Hinblick auf die Qualität der geernteten Produkte wichtig. Unter dem Begriff der „Qualität“ werden für Futtermittel üblicherweise Größen wie der Eiweiß-, Fett- und Rohfasergehalt, der physiologische Brennwert, die Verdaulichkeit oder der Gehalt an stickstofffreien Extraktstoffen sowie an wertbestimmenden Mineralsalzen verstanden. Im Zusammenhang mit der Ausbringung von schwermetallhaltigen Materialien sind aber hinsichtlich der Qualität vor allem die Mineralstoffgehalte (Nährstoffe und Schadelemente) der Ernteprodukte zu betrachten.

Für das Grünland ergab die varianzanalytische Verrechnung über das Erntegut des letzten Versuchsjahres, daß statistisch signifikante Konzentrationsanstiege in den Aschenvarianten gegenüber der ungedüngten Variante nur für die Hauptnährstoffe Kalium und Natrium sowie für das Spurenelement Molybdän festzustellen waren. Auch die Konzentrationsunterschiede für Magnesium, Phosphor und Bor waren statistisch signifikant und zwar immer in der Reihenfolge: „ungedüngt“ vor „3.000 kg Asche/(ha·a)“ vor „6.000 kg Asche/(ha·a)“ und „Handelsdünger“. Auch für Kalzium und Zink war diese Reihenfolge zu beobachten, allerdings ohne statistische Sicherheit. Es ist bemerkenswert, daß gerade diejenigen Pflanzen, die die höchsten Düngermengen erhalten hatten, für diese Elemente die geringeren Konzentrationen aufwiesen.

Ein ähnlicher Effekt konnte - ohne statistische Signifikanz - für Kalzium, Magnesium, Phosphor und Blei auch im Ackerland beobachtet werden. Signifikante Einflüsse der Düngung auf die Konzentration im zweiten Kleeaufwuchs des Ackerlandversuches gab es für Kalium, Aluminium, Eisen, Kobalt, Molybdän, Chrom und Vanadium. Dabei waren die

Konzentrationsanstiege für Aluminium, Eisen, Kobalt, Molybdän und Vanadium durch die Aschendüngung bedingt, während der Chromgehalt des Erntegutes bei den Aschenvarianten unter jenem der ungedüngten bzw. der Handelsdüngervariante lag. Für die Kaliumkonzentration war hingegen nur die Düngungshöhe unabhängig von der Düngerform entscheidend.

Der Kalziumgehalt der Pflanzen der Grünlandversuchsfläche lag im Durchschnitt bei rund 8.690 mg/kg TS und damit etwas unter dem von [E.WIESNER et al., 1967] angegebenen Wert für Heu von 10.700 mg/kg TS. Dieser „Sollwert“ wurde in der Variante „ungedüngt“ fast erreicht, während die Aschenvariante D (6.000 kg Asche/(ha·a)) und die Handelsdüngervariante um rund 2.700 mg/kg TS weniger Kalzium enthielten. Der Kleeaufwuchs des Ackerlandversuches lag dagegen mit durchschnittlich 12.154,9 mg/kg TS im Normalbereich, wobei selbst die Varianten mit den niedrigeren Konzentrationen (B und D) den „Sollwert“ annähernd erreichten. Ein ähnlicher Effekt, nämlich eine geringere Kalziumaufnahme durch die Pflanzen in aschendüngten Parzellen trotz der erhöhten Kalziumzufuhr durch Strohasche, konnte auch in Schweden in einem Versuch mit einer Strohaschendüngung zu Korbweiden beobachtet werden [M.L.SANDERS, 1997]. Die gemessenen Werte lagen im Vergleich zu Grünfutteranalysen aus Kanada im unteren Bereich: Die kanadischen Ergebnisse weisen für ein Leguminosen-Gras-Gemisch einen Kalziumgehalt zwischen 11.000 und 20.800 mg/kg TS und für Rotklee zwischen 10.600 und 17.200 mg/kg TS aus [ALBERTA AGRICULTURE, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT, 1999].

Die mittleren Magnesiumgehalte lagen im Grünland mit 2,9 g/kg TS über und im Ackerland sehr genau im Bereich des bei [E.WIESNER et al., 1967] angegebenen Wertes von 2,4 g/kg TS. Kanadische Ergebnisse von Grünfutteranalysen zwischen 1984 und 1994 wiesen für ein Leguminosen-Gras-Gemisch einen Magnesiumgehalt von 2,4 g/kg TS und für Rotklee von 3,6 g/kg TS aus [ALBERTA AGRICULTURE, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT, 1999]. Im Grünland waren vor allem die Pflanzen der Varianten A (ungedüngt) und C (3.000 kg Asche/(ha·a)) sehr gut mit Magnesium versorgt. Es hatte die Aschendüngung somit keinen besonderen Einfluß auf die Magnesiumaufnahme durch die Pflanzen. Auch [M.L.SANDER, 1997] weist darauf hin, daß durch die Düngung von Korbweiden mit Strohasche die Magnesiumaufnahme durch die Pflanzen nicht beeinflußt wurde.

Unverkennbar war der Einfluß der Düngung bei den Kaliumwerten im Gras. Hier waren die Gehalte in den Pflanzen aller Varianten signifikant voneinander verschieden ($B > D > C > A$). Der Mittelwert lag mit 24,3 g/kg TS leicht über dem bei [E.WIESNER et al., 1967] angeführten Wert (23,6 g/kg TS). Es darf aber nicht übersehen werden, daß sich bei einer extremen Kalidüngung wie in Variante B und D die Werte deutlich über dem in der Literatur angegebenen Bereich befanden. Ein nahezu identischer Zusammenhang zwischen Düngung und Kaliumgehalt war auch im Ackerland zu beobachten. Eine Reihung der Versuchsgliedmittel-

werte nach einer Beurteilung mittels Grenzdifferenz ergab $D = B > C > A$. Der Gesamtmittelwert lag hier bei 29,0 g/kg TS. Im Vergleich zu den kanadischen Tabellen, die als oberen Wert für ein Leguminosen-Gras-Gemisch einen Kaliumgehalt von 18,6 g/kg TS und für Rotklee 18,9 g/kg TS angeben, waren die Kaliumgehalte auf beiden Versuchsflächen und in allen Varianten - mit Ausnahme der Variante A (ungedüngt) im Grünland - wesentlich höher [ALBERTA AGRICULTURE, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT, 1999].

Für den Grünlandversuch zeigte die Varianzanalyse hinsichtlich der Natriumaufnahme durch die Pflanzen ein sehr ähnliches Ergebnis wie für die Kaliumaufnahme. Im Ackerlandversuch war dieser Zusammenhang allerdings nicht erkennbar. Der Mittelwert lag für den Grünlandversuch bei 0,4 g/kg TS und für den Ackerlandversuch bei 0,3 g/kg TS. [E.WIESNER et al., 1967] gibt für Wiesenheu vom ersten Schnitt 0,3 g/kg TS als Richtwert an. Die kanadischen Werte liegen mit 0,0 bis 0,2 g/kg TS für Rotklee und mit 0,05 bis 0,3 g/kg TS etwas niedriger [ALBERTA AGRICULTURE, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT, 1999].

Den höchsten P-Gehalt wiesen im Grünland die Pflanzen der Variante A (ungedüngt) und im Ackerland jene der Variante C (3.000 kg Asche/(ha·a)) auf. Im Grünlandversuch waren innerhalb der gedüngten Versuchsglieder für die P-Konzentration die auftretenden Unterschiede nicht signifikant, im Ackerlandversuch wies die Varianzanalyse generell keine Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern aus. Die geringe Phosphatwirkung durch die Düngung mit Asche überraschte aufgrund der Ergebnisse der Gefäßversuche nicht. Bei [M.L.SANDERS, 1997] ist sogar eine Abnahme des Phosphatgehaltes im Stamm und in den Blättern von Korbweiden infolge einer Düngung mit Strohasche im Vergleich zu einer ungedüngten Variante beschrieben. Auf beiden Standorten lag bei allen Versuchsgliedern der Phosphorgehalt der Pflanzen im Bereich des bei [SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992] angegebenen Bereiches von 1 bis 7 g/kg TS und über dem von [E.WIESNER et al., 1967] angeführten Wert von 2,6 g/kg TS.

Auch für Bor zeigte sich im Grünlandversuch beim Vergleich der Varianten die gleiche Reihenfolge wie für Phosphor, wogegen im Ackerland dieser Zusammenhang nicht nachzuvollziehen war. Der Mittelwert von 11,4 mg/kg TS im Grünland und von 15,1 mg/kg TS im Ackerland lag im unteren Bereich, den [SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992] mit 5 bis 100 mg/kg TS angibt.

Der deutlichste Unterschied zwischen den Aschenvarianten (C und D) und der ungedüngten (A) bzw. der Handelsdüngervariante (B) zeigte sich auf beiden Standorten im Molybdängehalt des Erntegutes, wobei hier die Aschendüngung eindeutig zu einer Erhöhung der Molybdänkonzentration in den Pflanzen führte. Trotz dieses eindeutigen Unterschiedes waren im Vergleich zu den kanadischen Werten (5,0 mg/kg TS für das Leguminosen-Gras-Gemisch und 2,4 mg/kg TS für Rotklee) die Molybdängehalte in den Pflanzen der Aschenvarianten nicht überhöht [ALBERTA AGRICULTURE, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT, 1999]. Es

ließ sich daraus auch kein Hinweis auf eine Molybdänvergiftung des Futters ableiten, denn die Molybdänkonzentrationen der aschengedüngten Pflanzen lagen noch weit unter der Obergrenze des von [SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992] angegebenen Bereichs von 0,2 bis 10 mg/kg TS. [E.WIESNER et al., 1967] gibt als Grenzwert, ab dem „Teart“ (eine durch Molybdänüberschuß hervorgerufene Durchfallerkrankung bei Rindern) auftritt, mit 20 mg/kg TS an.

Der Kobaltgehalt des Futters lag im Grünland generell und im Ackerland bei den Aschenvarianten etwas über dem bei [SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992] angeführten Bereich (0,02 bis 0,5 mg/kg TS), war aber im Vergleich zu den Meßwerten aus Kanada (3,7 mg/kg TS für das Leguminosen-Gras-Gemisch und 0,9 mg/kg TS für Rotklee) niedrig [ALBERTA AGRICULTURE, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT, 1999].

Die Eisenkonzentrationen im Futter lagen auf beiden Standorten und allen Versuchsgliedern deutlich über dem bei [E.WIESNER et al., 1967] für Wiesenheu angegebenen Bereich von 140 bis 220 mg/kg TS. Auch in den Tabellen vom [ALBERTA AGRICULTURE, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT, 1999] werden für Rotklee mit 151 mg/kg TS und für ein Gras-Leguminosen-Gemisch mit 134 mg/kg TS erheblich niedrigere Werte angegeben. Die an sich hohe Eisenkonzentration konnte im Ackerland durch die Aschendüngung zudem mit statistischer Signifikanz weiter angehoben werden.

Ebenso war im Ackerland für Aluminium und Vanadium ein deutlicher und statistisch signifikanter Anstieg der Konzentrationen im Erntegut der Aschenvarianten festzustellen. Eine Beurteilung dieses Effekts kann aufgrund fehlender Grenz- oder Richtwerte in den rechtlichen Vorschriften und aufgrund fehlender Vergleichsmöglichkeiten bei verschiedenen Autoren leider nicht vorgenommen werden.

Die Chromwerte konnten im Ackerlandversuch durch die Aschendüngung zwar leicht abgesenkt werden, sie lagen aber - ebenso wie im Grünlandversuch - deutlich über dem bei [SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992] angegebenen Bereich von 0,1 bis 1,0 mg/kg TS.

Bezüglich der anderen anorganischen Stoffe (Mn, Cu, Zn, As, Ni, Pb und Cd) im Erntegut führte die Varianzanalyse weder im Acker- noch im Grünlandversuch zu statistisch signifikanten Unterschieden zwischen den Mittelwerten der Varianten. Die Arsen- und Nickelkonzentrationen lagen bei allen Varianten deutlich über den Literaturwerten (Arsen: 0,01 bis 1,0 mg/kg TS, Nickel: 0,1 bis 3 mg/kg TS). Mangan lag, ebenso wie Kupfer, Zink, Blei und Cadmium im Normalbereich [SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992; E.WIESNER et al., 1967]. Die Grenzwerte der Futtermittelverordnung 1994 (Arsen: 4 mg/kg Grünmehl mit 88% TS, Cadmium: 1 mg/kg pflanzlichem Einzelfuttermittel mit 88% TS) konnten bei allen Proben eingehalten werden [REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994c].

5.4 AUSWIRKUNGEN DER ASCHENDÜNGUNG AUF DEN BODEN

Mit den ausgebrachten Aschenmengen - 3.000 bzw. 6.000 kg/(ha·a) - wurden bewußt stark überhöhte Gaben gewählt. Das Ziel dieser Maßnahme war, im Zeitraum von vier Jahren eine Aschenmenge auf die Felder zu streuen, die hinsichtlich der enthaltenen Nährstoffe für 20 bis 25 Jahre reichen würde, um die Effekte der Aschendüngung auf den Boden in diesem relativ kurzen Zeitraum besser erfassen zu können.

Die deutlichsten Veränderungen, die durch die Aschendüngung gegenüber dem ungedüngten Versuchsglied bzw. der Handelsdüngervarinatebewirkt wurden, waren für den pH-Wert und den Kalziumgehalt der Böden beider Versuchsstandorte festzustellen. Im Grünland war der Effekt - wahrscheinlich auf Grund der geringeren Einstichtiefe bei der Bodenprobenahme - stärker ausgeprägt als im Ackerland. Der pH-Wert lag im Ackerland aufgrund regelmäßiger Kalkungen der Flächen vor 1992 schon zu Versuchsbeginn im Optimalbereich und im Grünland sogar leicht darüber. Durch die Aschendüngung wurde er im Grünlandversuch auf über pH 7,0 und damit noch wesentlich weiter über das in den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ für Grünland empfohlene Niveau von pH 5,5 (mittelschwere Böden) bis pH 6,0 (schwere Böden) angehoben. Im Ackerland führte die Aschendüngung zu einer Anhebung des pH-Wertes auf einen Level von ungefähr pH 7,0, der auf Ackerland als Obergrenze des Optimalbereiches gilt.

Die Wirkung der Aschendüngung auf den pH-Wert wurde bereits etliche Male beschrieben (z.B. bei [B.R.LERNER et al., 1986], [L.M.NAYLOR et al., 1986 und 1989], [Y. UNGER et al., 1989] und [F.HANNU et al., 1994]). Auch die Kalkwirkung der Asche war schon mehrmals Gegenstand von Untersuchungen. [F.MUTSCH, 1996] vergleicht die Holzasche aufgrund ihres CaO/CaCO₃-Verhältnisses und ihres hohen pH-Wertes mit Mischkalk, wobei die große Körnung die Aggressivität mildert. Die „gesamte Neutralisationskraft“ von Holzasche reicht im Vergleich zu Kalziumkarbonat nach [B.R.LERNER et al., 1986] von 83% für Mischholzaschen bis 116% für Roteichenasche. Das tatsächliche Neutralisationspotential beträgt aber aufgrund der Grobkörnigkeit der Asche nur rund 2/3 des gesamten Potentials [L.M.NAYLOR et al., 1986].

Hinsichtlich der anderen Hauptnährstoffe war im Grünland nur für Kalium ein Effekt erkennbar, der allerdings nicht von der Aschendüngung an sich, sondern nur von der Düngungshöhe abhängig war. Im Ackerland konnte diese Beobachtung nicht nachvollzogen werden. Die Erhöhung von extrahierbarem Kalium (Extraktion mit Ammoniumacetat) auf aschenedüngten Flächen wurde auch im Rahmen eines Versuches über die Wirkung von Holzasche auf mikrobielle Aktivitäten in einem Torfboden [A.WEBER et al., 1985] festgestellt. Auch im Rahmen einer Arbeit über die Effekte von Rindenasche auf das Wachstum und die Nährstoffversorgung einer Aufforstung mit Schottischer Kiefer in

Zentralfinnland wurde eine Konzentrationszunahme des mit Ammoniumacetat extrahierbaren Kaliums im Oberboden gemessen [A.FERM et al., 1992].

Bei den Schwermetallen fiel vor allem die Erhöhung der Zink- und Kadmiumkonzentrationen im Boden durch hohe Aschengaben (Variante D) auf, die auf beiden Versuchsstandorten beobachtet werden konnte. Die Zunahme des ammoniacetatlöslichen Zinks im Boden in Folge einer Düngung mit Rindenasche ist auch bei [A.FERM et al., 1992] beschrieben. Obwohl trotz der Zunahme die Grenzwerte der Bodenschutzgesetze Ober- und Niederösterreichs (jene der Steiermark sind weniger streng) für die beiden Schwermetalle auf beiden Standorten noch eingehalten werden konnten (vergl. Tabelle 16 und Tabelle 25 mit Tabelle 2), ist speziell auf die Entwicklung der Kadmiumkonzentration durch die Ausbringung von Holzrasche zu achten. Bei Anwendung der sehr strengen dänischen Grenzwerten für Böden (siehe Tabelle 2) hätte die Aschendüngung im Grünland bereits zu einer Grenzwertsüberschreitung für Kadmium im Boden geführt. Hinsichtlich des Zinkgehaltes wäre in Dänemark eine Düngung mit den für die Versuche verwendeten Aschen generell nicht in Frage gekommen, da im Vergleich zum dänischen Grenzwert die Böden schon zu Versuchsbeginn zu viel Zink enthielten. Im Vergleich zu den ober- und niederösterreichischen Grenzwerten gab es für Zink aber auch nach Versuchsende noch keine Überschreitungen.

Aus ökologischer Sicht ist speziell die Kadmiumanreicherung im Boden sehr kritisch zu betrachten. Kadmium hat nach Quecksilber und Chrom die höchste Toxizität, die anhand der kritischen Gehalte in den Pflanzen, bei denen beginnende Schädwirkungen für die einzelnen Elemente festgestellt wurden, abgeleitet werden kann. Die Kadmiumverfügbarkeit für die Pflanzen steigt mit abnehmendem pH-Wert (sehr stark ab bei pH-Werten unter 6 bis 6,5) und zunehmenden Gesamtgehalten an Cadmium. [SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992] sieht deshalb als erforderliche Maßnahme zur Melioration eines kadmiumbelasteten Bodens eine Aufkalkung bis pH 7. Die Kadmiumaufnahme in die Pflanzen kann auch durch eine ausreichende Phosphat-, Mangan-, Zink- und Kupferversorgung vermindert werden. Somit ist durch die Anwendung von Holzrasche das Problem der Kadmiumbefruchtung etwas gemindert, da sie sowohl den pH-Wert als auch den Zinkgehalt erhöht. Langfristig ist dennoch darauf zu achten, daß Überfrachtungen vermieden werden. Begleitende Boden- und Aschenanalysen sind in diesem Zusammenhang unerlässlich.

Der Anstieg des Zinkgehaltes im Boden durch die Aschenanwendung ist nicht so kritisch zu beurteilen wie der Anstieg des Kadmiumgehaltes. Da es als essentielles Spurenelement von den Pflanzen gebraucht wird, ist es für die Pflanzen wesentlich weniger toxisch als andere Schwermetalle. Die Löslichkeit von Zink nimmt bei pH-Werten unter 5 bis 6 stark zu. Aus diesem Grund sollte speziell auf sauren Böden der Bodengrenz- bzw. -richtwert niedriger angesetzt werden [SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992], wie es zum Beispiel in der

oberösterreichischen Klärschlammverordnung der Fall ist [OBERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG, 1993].

Ein Anstieg der Konzentrationen durch die Aschendüngung konnte im Grünland auch für Bor und Mangan beobachtet werden. Für das essentielle Spurenelement Bor war dieser Anstieg durchaus wünschenswert, denn sogar die höchsten Borgehalte der Böden der Versuchsflächen lagen nach Versuche kaum über der Untergrenze des für das humide Klimagebiet üblichen Bereichs von 5 bis 80 mg/kg [SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992].

Nach [SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1992] liegen die Mangangehalte der Böden meist zwischen 20 und 800 mg/kg. Bodenhorizonte mit pedogener Mangananreicherung können jedoch bis 3.000 mg/kg enthalten. Die Böden der Versuchsflächen wiesen bereits zu Versuchsbeginn Mangangehalte von durchschnittlich 896 mg/kg (Grünlandversuch) bzw. 1675 mg/kg (Ackerlandversuch) auf. Eine Ertragsdepression durch Manganüberschuß ist aber erst bei pH-Werten unter 5 auf tonreichen Böden zu erwarten.

Im Ackerland wurde auch ein Anstieg der Bleikonzentration für die Variante D (6.000 kg Asche/(ha·a)) beobachtet. Da aber die Bleikonzentrationen in den verwendeten Aschen nicht höher waren als die Konzentrationen im Boden vor Versuchsbeginn und da der Anstieg in der Variante D im krassen Widerspruch zur beobachteten Konzentrationsänderung in der Variante C (3.000 kg Asche/(ha·a)) stand, kann diese Änderung nicht auf die Aschendüngung zurückgeführt werden.

Interessante Effekte zeigte die Aschendüngung im Grünland auf die Aluminium- und die Vanadiumkonzentrationen im Boden: Während in den Böden der ungedüngten und der Handelsdüngervariante eine Zunahme der Aluminiumgehalte und ein Gleichbleiben der Vanadiumgehalte beobachtet wurde, war in den Böden der Aschenvarianten keine Änderung der Aluminiumkonzentrationen und eine Abnahme der Vanadiumgehalte meßbar. Es ist aufgrund der niedrigen Aluminiumgehalte in den verwendeten Sägespäneaschen - sie waren niedriger als in den Böden zu Versuchsbeginn - durchaus glaubwürdig, daß durch die Aschendüngung kein Anstieg der Aluminiumgehalte zu erwarten war. Der Anstieg von rund 1.100 mg/kg, der für die anderen beiden Varianten zu verzeichnen war, ist allerdings, ebenso wie die Abnahme der Vanadiumkonzentrationen in den Böden der Aschenvarianten, nicht erklärbar.

Die Konzentrationen von Humus, Stickstoff, Phosphor, Magnesium, Natrium, Eisen, Kobalt, Molybdän, Arsen, Nickel und Chrom wurden auf keinem der beiden Standorte durch die Aschendüngung signifikant verändert.

Im Vergleich zu den Grenzwerten der ÖNORM L 1075 gab es auf dem Grünlandstandort bereits zu Versuchsbeginn generell eine Überschreitung des Arsen und auf dem Ackerland-

standort eine Überschreitung des Vanadiumgrenzwertes. Der hohe Arsenwert ist im Mürztal geogen bedingt. Auch im Bodenschutzbericht 1996 [AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1996b] sind für einen in der Nähe der Versuchsfläche gelegenen Rasterstandort sehr hohe Arsenwerte angeführt. Für die anderen Schwermetalle waren auf beiden Versuchsstandorten auch nach Versuchsende keine Grenzwertsüberschreitungen festzustellen.

5.5 DIE SACHGERECHTE ANWENDUNG VON ASCHEN AUS BIOMASSEFEUERUNGEN AUF ACKER- UND GRÜNLAND

Wie bereits erwähnt, wurden im Rahmen der Versuche zur meßbaren Feststellung von Veränderungen bewußt sehr hohe Aschenmengen ausgebracht. Für die landwirtschaftliche Praxis ist aber die mögliche, das heißt pflanzenbaulich sinnvolle und aus rechtlicher Sicht vertretbare Ausbringungsmenge nur im Rahmen der gesamten Betriebsorganisation zu sehen. Das heißt, daß es nicht möglich ist, eine „Pauschalempfehlung“ für alle Landwirte abzugeben, ohne auf betriebliche Details wie Fruchtfolge, Ertragsmöglichkeit, Viehbesatz und Verwertung der Ernterückstände Rücksicht zu nehmen.

Im folgenden soll anhand einiger Beispiele gezeigt werden, wie die auszubringenden Aschenmengen in Abhängigkeit von der Betriebsorganisation zu berechnen sind. Zur Vereinfachung wird dabei angenommen, daß die Böden ausreichend (Versorgungsstufe C) mit Phosphat, Kalium und Magnesium versorgt sind und daß die Standortsfaktoren (Gründigkeit, Bodenschwere, Wasserverhältnisse, Grobanteil, Humus- und Kalkgehalt) keine weiteren Zu- oder Abschlagsberechnungen gemäß den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ erfordern. Zur Berechnung der erforderlichen Mengen an Rindenaschen wurden für die Nährstoffgehalte der Aschen die jeweiligen Mittelwerte über die im Ackerlandversuch ausgebrachten Aschen verwendet. Berechnungen für Sägespäneaschen wurden nicht angestellt, da ihre Kadmiumenthalte in allen Fällen über den in Österreich gültigen Grenzwerten für Kadmium lagen. (siehe Kapitel 5.1). Eine Verwendung der Sägespäneaschen, wie sie im Grünlandversuch zur Anwendung kamen, ist daher verboten, weshalb darüber auch keine weiteren Berechnungen angestellt werden.

Die Zahlen über Nährstoffbedarf und Nährstoffrücklieferung der einzelnen Kulturen sind den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1996b] und die Daten über Wirtschaftsdüngeranfall sowie Nährstoffgehalte in Wirtschaftsdüngern dem Buch „Wirtschaftsdünger. Richtige Gewinnung und Anwendung“ [BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1991] entnommen.

Für das erste Beispiel wird eine eher unrealistische Situation angenommen, in der ein viehloser Betrieb sämtliche Ernterückstände vom Feld nimmt. Der Zweck dieser Berechnung liegt in der Feststellung einer absoluten Obergrenze für die Aschenausbringung.

Beispiel 1a:

Fruchtfolge: Winterweizen (mittlere Ertragslage) - Körnermais (sehr hohe Ertragslage) - Sojabohne (sehr hohe Ertragslage) - Winterweizen (mittlere Ertragslage) - Klee (ein Aufwuchs in sehr hoher Ertragslage)

Viehbesatz: viehlos

Annahme: alle Ernterückstände und der Klee werden vom Feld entfernt.

Kultur	Ertragslage	Düngungsbedarf in kg/ha an ...		
		P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO
Winterweizen	mittel	55	65	30
Körnermais	sehr hoch	98	230	30
Sojabohne	sehr hoch	75	104	30
Winterweizen	mittel	55	65	30
Klee (1 Aufwuchs)	sehr hoch	40	109	10
Summe für 4 Jahre		323	573	130
Durchschnitt pro Jahr		81	143	33
Erforderliche Menge an Rindenasche		3934	2741	559

Aus diesem Beispiel ist ersichtlich, daß bei strenger Anwendung der Richtlinien der Magnesiumbedarf als begrenzender Faktor für die Aschenanwendung gilt. Es ist allerdings weder von ökologischer noch von besonderer pflanzenbaulicher Relevanz, wenn eine Magnesiumübersversorgung vorliegt. In der Steiermark wiesen im Jahr 1997 nach den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen 91% der untersuchten Proben eine Magnesiumübersversorgung (Versorgungsstufen D und E) auf, ohne daß deswegen auf diesen Flächen Ertragsminderungen zu beklagen waren [LANDESKAMMER FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT STEIERMARK, 1998]. Mit einer Menge von ca. 2.700 kg Rindenasche/ha wäre für diesen Betrieb auch der Kaliumbedarf abgedeckt. Kaliumübersbilanzen sind aus pflanzenbaulichen und auch aus ökologischen Gründen zu vermeiden, weshalb diese Mengen für das Ackerland aus Sicht der Nährstoffbilanzierung als absolute Obergrenzen gelten.

In der Praxis ist es für diesen Betrieb allerdings sehr unwahrscheinlich, daß alle Ernterückstände und der Kleeaufwuchs vom Feld entfernt werden. Viel eher ist hier folgende Annahme zu treffen:

Beispiel 1b:

Fruchtfolge: wie Beispiel 1a

Viehbesatz: viehlos

Annahme: Die Ernterückstände von Körnermais und Sojabohne sowie der Kleeaufwuchs verbleiben auf dem Feld, das Weizenstroh wird verkauft.

Kultur	Ertragslage	Düngungsbedarf in kg/ha an ...		
		P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO
Winterweizen	mittel	55	65	30
Körnermais	sehr hoch	98	230	30
Sojabohne	sehr hoch	75	104	30
Winterweizen	mittel	55	65	30
abzüglich Maisstroh		-20	-150	
abzüglich Sojastroh		-10	-50	
Summe für 4 Jahre		253	264	120
Durchschnitt pro Jahr		63	66	30
Erforderliche Menge an Rindenasche		3077	1261	516

Durch die Nährstoffrücklieferung aus den Ernterückständen (der Klee ist hier als „Durchlaufposten“ zu sehen und wird erst gar nicht berücksichtigt) bleibt in diesem Beispiel natürlich ein kleinerer Bilanzsaldo, der durch Asche abgedeckt werden kann, als in Beispiel 1a. Auf diesem Betrieb ist die Ausbringungsmenge ca. 1.200 bis 1.300 kg Rindenasche/ha zu begrenzen. Die damit ausgebrachten Kalziummengen entsprechen einer Kalkung im Ausmaß von rund 520 kg CaO durch Rindenasche. Die Empfehlungen für die Praxis sehen für die Erhaltungskalkung auf Ackerland bei mittelschwerem Boden eine Kalkung mit 1.500 kg CaO/ha in Form von Mischkalk alle drei Jahre vor [ÖSTERREICHISCHE DÜNGERBERATUNGSSTELLE, 1985]. Umgerechnet auf Rindenasche sind das ungefähr 1.200 kg/(ha·a).

In viehhaltenden Betrieben kann aufgrund der zusätzlichen Nährstoffrücklieferung aus den Wirtschaftsdüngern je nach Vieh:Flächen-Verhältnis nur noch wenig bis gar keine Asche mehr zur Anwendung kommen, wie das folgende Beispiel zeigt:

Beispiel 1c:

Fruchtfolge: wie Beispiel 1a

Viehbesatz: 1 GVE Mastschweine je ha (das sind 6,7 Mastplätze je ha) bei 2,5 Umtrieben jährlich; der Wirtschaftsdünger fällt in Form von Gülle an.

Annahme: wie Beispiel 1b

Kultur	Ertragslage	Düngungsbedarf in kg/ha an ...		
		P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO
Winterweizen	mittel	55	65	30
Körnermais	sehr hoch	98	230	30
Sojabohne	sehr hoch	75	104	30
Winterweizen	mittel	55	65	30
abzüglich Maisstroh		-20	-150	
abzüglich Sojastroh		-10	-50	
abzüglich Gülle		-163	-163	-47
Summe für 4 Jahre		89	100	73
Durchschnitt pro Jahr		22	25	18
Erforderliche Menge an				
Sägespäneasche		743	372	307
Rindenasche		1087	479	316

Mit einer Mastschweinehaltung wäre für diesen Betrieb spätestens ab einem Vieh:Flächen-Verhältnis von 1,61 GVE/ha (das sind 10,7 Mastplätze je ha) eine weitere Aschenausbringung nicht mehr als „ordnungsgemäß“ einzustufen. Falls dieser Betrieb das Weizenstroh auch noch als Einstreu benutzt und damit zu einem späteren Zeitpunkt wieder auf das Feld zurückbringt, ist eine Verwendung der Aschen nur bis zu einem Viehbesatz von 0,88 GVE/ha (das sind 5,9 Mastplätze je ha) sinnvoll.

Im reinen Grünlandbetrieb sind die Möglichkeiten für eine Aschenausbringung von vornherein eingeschränkt, da ein Grünlandbewirtschaftung ohne Wiederkäuer praktisch nicht möglich ist. Außerdem hat im Grünland - anders als im Ackerland - der Viehbesatz einen Einfluß auf die Nährstoffentzüge des Grünlandes, da der angestrebte Ertrag vom Futterbedarf und damit vom Vieh:Flächen-Verhältnis abhängt. Es besteht nach den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ ein enger Zusammenhang zwischen Viehbesatz und Ertrag, der bis zu 1,8 GVE/ha kaum eine zusätzliche Düngung erfordert.

Dennoch kann eine mäßige Aschenanwendung auch im Grünland sinnvoll sein, wie aus Beispiel 2 ersichtlich ist.

Beispiel 2:

Fruchtfolge: Dauergrünland in mittlerer Ertragslage bei landesüblicher Bewirtschaftung

Viehbesatz: 1,4 GVE/ha Milchrinder

Annahme: Die Bodenuntersuchung weist für Phosphor und Kalium eine ausreichende Versorgung (Note „C“) aus.

Kultur	Ertragslage	Düngungsbedarf in kg/ha an ...		
		P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO
Dauergrünland	mittel	60	180	30
abzüglich Wirtschaftsdünger		-42	-137	-36
Summe		18	44	-6
Durchschnitt pro Jahr		18	44	-6
Erforderliche Menge an				
Sägespäneasche		600	646	0
Rindenasche		878	833	0

Die erforderlichen Aschenmengen liegen hier bei 830 bis 880 kg Rindenasche je ha. Gleichzeitig erfolgt bei diesen Mengen eine Kalkung im Ausmaß von 346 bis 366 kg CaO durch die Rindenasche. Der Kalkbedarf für Grünland liegt bei 150 bis 350 kg CaO/(ha·a) [ÖSTERREICHISCHE DÜNGERBERATUNGSSTELLE, 1985]. Dies entspricht einer Menge von 360 bis 840 kg/(ha·a) Rindenasche.

Für den viehlos wirtschaftenden Ackerbaubetrieb liegt somit unter Rücksichtnahme auf die am besten verfügbaren Nährstoffe Kalzium und Kalium die Obergrenze für eine langfristige „ordnungsgemäße“ Anwendung bei rund 1.200 bis 1.300 kg/(ha·a) und für das Grünland bei landesüblicher Bewirtschaftung bei 600 bis 850 kg/(ha·a) Rindenasche.

Für eine ökologische Beurteilung der Aschenausbringung reicht allerdings eine Sichtweise, die nur auf einer einfachen Nährstoffbilanz aufbaut, nicht aus. Andererseits ist eine detaillierte Bilanzierung aller Stoffströme ohne konkrete Meßdaten über die Deposition und die Auswaschung kaum möglich, da in der Literatur zum Teil sehr weiten Schwankungsbreiten hinsichtlich dieser Größen vorhanden sind. Es gibt aber eine einfache Möglichkeit einer zumindest ungefähren Abschätzung der Problembereiche. Sie besteht darin, die Stoffeinträge durch die Aschendüngung den Stoffausträgen durch die Ernte gegenüberzustellen, ohne Deposition, Auswaschung und Einlagerung in bzw. Freisetzung aus dem Bodenspeicher und eventuelle Stoffeinträge aus anderen Düngungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

Die folgende Tabelle weist eine vereinfachte Bilanz in dieser Form für die beiden Versuchsfelder aus. Als Bemessungszeitraum gilt ein Jahr. Für das Ackerland ist vorausgesetzt, daß sämtliche Ernterückstände vom Feld geräumt werden. Diese Annahme ist zwar wenig

realistisch, da aber für die Kulturen nur die Daten von Ganzpflanzenproben zur Verfügung stehen, ist eine Berechnung auf der Basis des Kornentzuges allein nicht möglich. Die Berechnung der Entzüge erfolgt anhand der mittleren Stoffgehalte und Erträge der Varianten C (3.000 kg/(ha·a)) und D (6.000 kg/(ha·a)) und jene des Nährstoffeintrages anhand der mittleren Gehalte der verwendeten Rindenaschen. Die Entzüge werden den Stoffeinträgen von 1.200 kg Rindenasche/ha für Ackerland und 750 kg Rindenasche/ha für Grünland gegenübergestellt.

Tabelle 29: Gegenüberstellung der Schwermetallein- und -austräge im Acker- und Grünland bei „ordnungsgemäßer“ Aschenanwendung

Erläuterung: Wenn die Größe „Eintrag relativ zum Entzug“ gleich 100% ist, dann ist die Bilanz ausgeglichen.

Element Einheit	Eintrag mit 1.200 kg Rindenasche/ha·a	durchschnittlicher Entzug Ackerlandversuch 1992-95	Eintrag mit 750 kg Rindenasche/ha·a	Entzug Grünland	Eintrag relativ zum Entzug Ackerland	Eintrag relativ zum Entzug Grünland
Fe [kg/ha·a]	28,7	6,1	17,9	10,8	472%	166%
Mn [kg/ha·a]	14,6	0,4	9,1	1,0	3592%	885%
Cu [g/ha·a]	116,0	85,3	87,0	119,6	136%	73%
Zn [g/ha·a]	1.254,5	485,6	940,9	631,6	258%	149%
Co [g/ha·a]	29,9	3,8	22,5	7,2	781%	311%
Mo [g/ha·a]	3,4	22,0	2,6	36,4	16%	7%
As [g/ha·a]	17,9	2,2	13,4	24,2	820%	56%
Ni [g/ha·a]	94,4	41,4	70,8	86,4	228%	82%
Cr [g/ha·a]	118,1	117,0	88,6	111,9	101%	79%
Pb [g/ha·a]	36,2	43,9	27,1	18,5	82%	146%
Cd [g/ha·a]	10,1	1,1	7,6	2,4	896%	312%
V [g/ha·a]	63,9	5,1	48,0	9,0	1263%	533%

Wie aus Tabelle 29 ersichtlich ist, sind bei dieser vereinfachten Gegenüberstellung der Schwermetallein- und -austräge im Ackerland starke Überbilanzen für Eisen, Mangan, Zink, Kobalt, Arsen, Nickel, Kadmium und Vanadium zu verzeichnen. Im Grünland wird durch die Aschedüngung mehr Eisen, Mangan, Zink, Kobalt, Blei, Kadmium und Vanadium aufgebracht als die Pflanzen entziehen.

Hinsichtlich Eisen und Mangan haben die Überbilanzen keine Bedeutung. Beide Spurenelemente sind für das Wachstum der Pflanzen essentiell und kommen im Boden von Natur aus in relativ hohen Mengen vor (siehe Tabelle 7 und Tabelle 18). Auch der Arsen-, „Überschuß“ ist insofern bedeutungslos, als der Arsengehalt in der Rindenasche niedriger ist als der in der ÖNORM L 1075 vorgegebene Bodengrenzwert. Das heißt, daß trotz der Arsenüberbilanz kein Auffüllen des Bodens im Sinne einer Konzentrationserhöhung mit Arsen zu befürchten ist.

Auch die Kobalt-, Blei- und Vanadiumkonzentrationen sind in der Rindenasche nur unwesentlich höher als die gemessenen Werte in den Versuchsböden. Auch für diese Schwermetalle ist also trotz der Überbilanzen selbst bei langfristiger Aschenanwendung keine Anreicherung im Boden zu erwarten.

Es sind letztlich die Nickel- und vor allem die Kadmiumüberschüsse, die eine regelmäßige Beobachtung der Böden sowie der ausgebrachten Aschen durch Analysen erfordern. Für Nickel ist dabei der Überschuß nur im Ackerland gegeben, während für Kadmium das Problem der Überbilanz sowohl im Acker- als auch im Grünland besteht. Um in Zukunft die Situation hinsichtlich der Kadmiumproblematik zu verbessern, bieten sich speziell beim Neubau von Biomasseheizwerken die Möglichkeiten einer fraktionierten Schwermetallabscheidung an, die eine Absenkung der Cadmiumwerte in Rindenaschen (Aschengemische aus Grob- und Zyklonflugaschen nach Anfall) bis unter 1 mg/kg TS ermöglichen sollten [F.BIEDERMANN, 1999].

6 LITERATUR

- ADESIYAN S.O., ADENIJI M.O., 1976: Studies on some aspects of yam nematode (*Scutellonema bradys*). Ghana Jul Agric. Sci 9: 131-136. Zitiert bei [P.HAKKILA, 1986].
- ALBERTA AGRICULTURAL, FOOD AND RURAL DEVELOPMENT, 1999: Ten Year Average Analyses of Alberta Feeds 1984 - 1994. Copyright © Her Majesty the Queen in the Right of Alberta, 1999. Internet: <http://www.agric.gov.ab.ca/livestock/feed/haygrn4.html> and [haygrn7.html](http://www.agric.gov.ab.ca/livestock/feed/haygrn7.html)
- ALESTALO A., 1983: Unpublished research material on the properties of power plant ash. Zitiert bei [P.HAKKILA, 1986].
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1994: Index über Altstoff- und Problemstoffentsorgung. Herausgegeben von der Fachabteilung Ic (Abfallwirtschaft) des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung im April 1994.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1996a: Entwurf I/5 eines Gesetzes zum Schutz landwirtschaftlicher Böden. Erstellt von der Rechtsabteilung 8 (Land- und Forstwirtschaft) in Zusammenarbeit mit dem Land- und Forstwirtschaftlichen Versuchszentrum Steiermark sowie der Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1996b: Steiermärkischer Bodenschutzbericht 1996. Herausgegeben vom Landwirtschaftlichen Versuchszentrum Steiermark im Auftrag der Rechtsabteilung 8 des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung.
- ANDERS Evald, 1996: Data on danish straw consumption and trace metals from distribution of ash.
- BIEDERMANN Friedrich, 1999: Fraktionierte Schwermetallabscheidung in Biomasseheizwerken. Dissertation am Institut für Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz.
- BIESALSKI Hans-Konrad, FÜRST Peter, KASPER Heinrich, KLUTHE Reinhold, PÖLERT Wolfgang, PUCHSTEIN Christian, STÄHELIN Hannes B., 1995: Ernährungsmedizin. Georg Thieme Verlag Stuttgart - New York. ISBN 3-13-100291-3.
- BOBEK Hans Peter, PLATTNER Edwin, REINDL Peter, 1995: Forstgesetz 1975 mit den Durchführungsverordnungen samt Holzkontrollgesetz und Wildbachverbauungsgesetz. 2. Auflage. Manzsche Gesetzesausgaben: Sonderausgabe Nr. 42. Manzsche Verlags- und Universitätsbuchhandlung, Wien. ISBN 3-214-03421-9.
- BONJOUR René A., CANDINAS Toni, BESSON Jean-Marc, 1996: Was Abfalldünger bringen! In: „Die Grüne“ 27/96, S 12.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 1991: Wirtschaftsdünger. Richtige Gewinnung und Anwendung. Sonderausgabe der Zeitschrift „Förderungsdienst“ 1991. Geschäftsstelle: Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1994: Sachgerechte Düngung mit Pflanzenaschen, Schreiben des Bundesministers an die Präsidentenkonferenz der Landwirtschaftskammern Österreichs vom 7.12.1994, Geschäftszahl 52.100/07-VB5/94, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 1996a: Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Wald. Geschäftsstelle: Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHT-
BARKEIT UND BODENSCHUTZ, 1996b: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. 4. Auflage. Ge-
schäftsstelle: Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHT-
BARKEIT UND BODENSCHUTZ, 1997: Der sachgerechte Einsatz von Pflanzenaschen im Acker- und
Grünland. Geschäftsstelle: Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHT-
BARKEIT UND BODENSCHUTZ, 1998: Anwendungsrichtlinie für Kompost aus biogenen Abfällen in
der Landwirtschaft. Geschäftsstelle: Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien.
- BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, 1992: Klärschlammverordnung (ABFKLAERV). BGBl I 1992, 912.
Diese Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit dient der Um-
setzung der Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und ins-
besondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. (ABl. EG Nr. L 181 S.
6)
- BÜTTNER G., RUMPF Sabine, 1996: Einsatz von Holzasche im Wald. Kurzfassung des Vortrages beim 108.
VDLUFA-Kongress „Sekundärrohstoffe im Stoffkreislauf der Landwirtschaft“ in Trier vom 16. bis
21. September 1996.
- CAMPBELL Alton C., 1990: Recycling and disposing of wood ash. In: Tappi Journal, September 1990. Tappi
Press Publications, Atlanta, USA.
- CHENG B.T., OULETTE G.J., 1973: Molybdenum as a plant nutrient. Soils and Fertilizers 36: 207-215. Zitiert
bei [K.MENGEL, 1991].
- CROOKE W.M., 1956: Effect of soil reaction on uptake of nickel from a serpentine soil. Soil Sci. 81: 269-276.
Zitiert bei [K.MENGEL, 1991].
- DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (MILJØSTYRELSEN), 1995: Notice on utilization
of waste products in agriculture and forestry (Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til
jordbrugsformål). Bekendtgørelse nr. 730, 5. September 1995. Zitiert bei [E.ANDERS, 1996]
- ETIEGNI L., CAMPBELL A.G., MAHLER R.L., 1990: Phytotoxicity of wood ash, manuscript in preparation,
Forest Products Department, Univ. of Idaho. Moscow. Zitiert bei [A.C.CAMPBELL, 1990].
- FEHR W. R., CAVINESS C. E., 1980: Stages of Soybean Development, Iowa State University - Co-operative
Extension Service, Ames, Iowa 50011
- 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. In: Plant and Soil 147: 305-316. © 1992
Kluwer Academic Publishers.
- GIRTTLER Roland, 1988: Aschenlauge: Bergbauernleben im Wandel. 3 Auflage. Landesverlag Ges.m.b.H. Linz.
ISBN 3-85214-486-8.
- GOLOB P., MWAMBULA J., MHANGO V., NGULUBE F., 1982: The use of locally available materials as
protectants of maize grain against insect infestation during storage in Malawi. Journal of Stored Products
Research 18(2): 67-74. Zitiert bei [P.HAKKILA, 1986].
- GREWELING T., PEECH M., 1965: Chemical soil tests, Dept. Of Agronomy, Bull.No. 960, Cornell University.
Zitiert bei [L.M.NAYLOR et al., 1986].
- HAGSTROM G.R., BERGER K.C., 1965: Molybdenum deficiencies of Wisconsin soils. Soil Sci. 99: 52-56.
Zitiert bei [K.MENGEL, 1991].
- HAKKILA Pentti, KALAJA H., 1983: Puu- ja kuorituhkan palauttamisen tekniikka. Summary: The technique of
recycling wood and bark ash. Folia For. 552:1-37. Zitiert bei [P.HAKKILA, 1986].

- HAKKILA Pentti, 1986: Recycling of wood and bark ash. A state-of-the-art review for programme group C under the IEA Forest Energy Agreement. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 211. Metsäteknologian tutkimusosasto. Metsäyötieteen tutkimussuunta, Helsinki 1986. ISBN 951-40-0897-9.
- HANNU Fritze, SMOLANDER Aino, LEVULA Teuvo, KITUNEN Veikko, MÄLKÖNEN Eino, 1994: Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biol Fertil Soils* (1994) 17: 57-63. Springer-Verlag, 1994.
- HAWF L.R., SCHMID W.E., 1967: Uptake and translocation of zinc by intact plants. *Plant and soil* 27: 249-260. Zitiert bei [K.MENGEL, 1991].
- HODGSON J.F., LINDSAY W.L., TRIERWEILER J.F., 1966: Micronutrient cation complexing in soil solution. II Complexing of zinc and copper in displacing solution from calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 30: 723-726. Zitiert bei [K.MENGEL, 1991].
- HOLZNER Heinrich, 1998: Ecological and economic evaluation of biomass utilization - the Austrian approach. Presentation within the International Biomass Ash Workshop at the Technical University Graz, October 1st - 2nd, 1998. Published in: [I.OBERNBERGER, 1998].
- JACOBSON B.S., FONG F., HEALTH R.L., 1975: Carbonic anhydrase of spinach. Studies on its location, inhibition and physiological function. *Plant Physiol.* 55: 468-474. Zitiert bei [K.MENGEL, 1991].
- KLEIN H., JENSCH U.E., JÄGER H.J., 1979: Die Schwermetallaufnahme von Maispflanzen aus Zink-, Cadmium- und Kupferoxid-kontaminiertem Boden. *Angew. Botanik* 53: 19-30. Zitiert bei [K.MENGEL, 1991].
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1994: Verordnung (EG) Nr. 2381/94 der Kommission vom 30. September 1994 zur Änderung des Anhangs II der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. Brüssel, 30. September 1994.
- LANDESKAMMER FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT STEIERMARK, 1998: Tätigkeitsbericht 1997. Graz, 1998.
- LATHWELL D.J., PEECH M., 1964: Interpretation of chemical soil tests, Dept. of Agronomy, Bull. No. 995, Cornell University. Zitiert bei [L.M.NAYLOR et al., 1986].
- LERNER B.R., UTZINGER J.D., 1986: Wood ash as soil liming material. *Hort. Science* 21(1): 76-78.
- MAGDOFF R., BARTLETT R., ROSS D., 1984: Wood ash research project (Burlington Electric Dept.) final report, Dept. Plant and Soil Science, Univ. of Vermont, Burlington. Zitiert bei [A.G.CAMPBELL, 1990].
- MALAKA S.L.O., 1972: Some measures in the control of termites in parts of Nigeria. *Nigerian ent. Mag.* 2: 137-141. Zitiert bei [P.HAKKILA, 1986].
- MALMSTRÖM C., 1952: Svenska gödlingsförsök för belysande av de näringsekologiska villkoren för skogsväxt på torvmark. *Comm. Inst. For. Fenn.* 40.17:1-27, zitiert bei [P.HAKKILA, 1986].
- MASSUMI A., 1967: Untersuchungen über die Molybdänversorgung schleswig-holsteinischer Pflanzen und Böden. Diss. D. Landw. Fakultät d. Christian-Albrechts-Univ. Kiel. Zitiert bei [K.MENGEL, 1991].
- MENGEL Konrad, 1991: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 7., überarbeitete Auflage. Gustav Fischer Verlag Stuttgart - New York. ISBN 3-334-00310-8.

- MUTSCH F., 1996: Die Ausbringung von Pflanzenasche aus Biomassefeuerungen auf Waldböden - Deponierung, Recycling oder Waldbodenmeleoration? In: 108. VDLUFA-Kongress in Trier vom 16. Bis 21. September 1996 mit dem Titel "Sekundärrohstoffe im Stoffkreislauf der Landwirtschaft", Kurzfassung der Vorträge. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Trier, 1996.
- NAYLOR Lewis M., SCHMIDT Eric J., 1986: Agricultural use of wood ash as a fertilizer and liming material. In: Tappi Journal, October 1986, 114 - 119. Tappi Press Publications, Atlanta, USA.
- NAYLOR Lewis M., SCHMIDT Eric J., 1989: Paper mill wood ash as a fertilizer and liming material: field trials. In: Tappi Journal, June 1989, 199 - 206. Tappi Press Publications, Atlanta, USA.
- NELSON L.E., 1956: Response of Soybeans grown in the greenhouse to zinc applied to a black belt soil. Soil. Sci. 82: 271-274.
- NIEDERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG, 1994: Niederösterreichische Klärschlammverordnung. LGBl 80/94. Ausgegeben am 28. Juli 1994.
- NIEMI M., EKLUND M., 1986: Bark ash as a phosphorus source for VA-mycorrhizal plants. In: Mycorrhizae: physiology and genetics, 1st SEM, Dijon, 1-5 July 1985.- INRA Paris 1986.
- OBERLEITNER Franz, 1990: Das Wasserrechtsgesetz 1959 in der Fassung der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990. Schriftenreihe des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes, Heft 83. Kommissionsvertrieb: Bohmann Druck und Verlag G.m.b.H, Wien.
- OBERNBERGER Ingwald, 1990: Verwendungsmöglichkeiten von Aschen aus Hackgut- und Rindenfeuerungen. Diplomarbeit am Institut für Verfahrenstechnik an der Technischen Universität Graz.
- OBERNBERGER Ingwald, 1997: Nutzung fester Biomasse in Verbrennungsanlagen unter Berücksichtigung des Verhaltens aschebildender Elemente. Band 1. Schriftenreihe Thermische Biomassenutzung. Abteilung für Grundlagen am Institut für Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz. DBV-Verlag für die Technische Universität Graz. ISBN 3-7041-0241-5.
- OBERNBERGER Ingwald (ed.), 1998: Ashes and particulate emissions from biomass combustion. Formation, characterisation, evaluation, treatment. Series Thermal Biomass Utilization Volume 3. Institute of Chemical Engineering, Technical University Graz. DBV-Verlag für die Technische Universität Graz. ISBN 3-7041-0254-7.
- OBERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG, 1993: Verordnung der o.ö. Landesregierung vom 22. Februar 1993 über die Ausbringung von Klärschlamm, Müll- und Klärschlammkompost auf Böden (O.ö. Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung). LGBl. Nr. 21/93, 11. Stück, ausgegeben am 31. März 1993.
- OHNO Tsutomu, ERICH M. Susan, 1990: Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient levels. In: Agriculture, Ecosystems and Environment, 32 (1990) 223 - 239. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- ÖNORM B 4410, 1974: Bestimmung des Wassergehaltes durch Ofentrocknung; Untersuchung von Bodenproben; Erd- und Grundbau. Fachnormenausschuß 023 Grundbau. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1062, 1988: Physikalische Bodenuntersuchungen; Bestimmung des Wassergehaltes und des Wasseranteils. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1068, 1988: Physikalische Bodenuntersuchungen; Bestimmung der Dichte von Böden. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.

- ÖNORM L 1075, 1993: Anorganische Schadelemente in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden - ausgewählte Richtwerte. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1081, 1989: Chemische Bodenuntersuchungen; Humusbestimmung durch Na₂Oxidation mit Kaliumdichromat-Schwefelsäure. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1082, 1989: Chemische Bodenuntersuchungen; Bestimmung von Gesamtstickstoff. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1083, 1989: Chemische Bodenuntersuchungen; Bestimmung der Acidität. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1084, 1989: Chemische Bodenuntersuchungen; Bestimmung von Carbonat. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1085, 1989: Chemische Bodenuntersuchungen; Bestimmung der mineralischen Nähr- und Schadelementen im Säureaufschluß. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1087, 1993: Chemische Bodenuntersuchungen. Bestimmung von pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium nach der Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Methode. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1088, 1993: Chemische Bodenuntersuchungen. Bestimmung von pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium nach der Doppel-Lactat (DL)-Methode. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1091, 1993: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von "mineralischem" Stickstoff - N_{min}-Methode. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM L 1093, 1999: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von CaCl₂-extrahierbarem Magnesium. Fachnormenausschuß 202 Boden als Pflanzenstandort. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM M 5883, 1978: Messung der elektrischen Leitfähigkeit von Wasser und Abwasser. Fachnormenausschuß 161 Abwassermeßtechnik. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S 2072, 1990. Eluatklassen (Gefährdungspotential) von Abfällen. Fachnormenausschuß 157 Abfallwirtschaft. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S 2101, 1993. Katalog gefährlicher Abfälle. Fachnormenausschuß 157 Abfallwirtschaft. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S 2200, 1993. Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen. Fachnormenausschuß 199 Kompostierung. Herausgeber: Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖSTERREICHISCHE DÜNGERBERATUNGSSTELLE, 1985: Kalk schafft Leben. Beratungsschrift der Österreichischen Düngerberatungsstelle. Wien 1985.
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1986: Richtlinie des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 181 vom 4.7.1986.

- REPUBLIK ÖSTERREICH, 1990: Bundesgesetz vom 6. Juni 1990 über die Vermeidung und Behandlung von Abfällen, mit dem das Chemikaliengesetz, BGBl. Nr. 326/1987, das Bundesstatistikgesetz, BGBl. Nr. 91/1965, die Gewerbeordnung 1973, BGBl. Nr. 50/1974, das Altlastensanierungsgesetz, BGBl. Nr. 299/1989, das Umwelt- und Wasserwirtschaftsfondsgesetz, BGBl. Nr. 79/1987, und das Umweltfondsgesetz, BGBl. Nr. 567/1983, geändert werden (Abfallwirtschaftsgesetz - AWG). BGBl. Nr. 325/1990, 140. Stück, ausgegeben in Wien am 26. Juni 1990.
- REPUBLIK ÖSTERREICH, 1991: Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Festsetzung gefährlicher Abfälle. BGBl. Nr. 49/1991, 21. Stück, ausgegeben in Wien am 31. Jänner 1991.
- REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994a: Bundesgesetz über den Verkehr mit Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelgesetz 1994 - DMG 1994) BGBl. Nr. 513/1994, 160. Stück, ausgegeben in Wien am 12. Juli 1994.
- REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994b: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, mit der Bestimmungen zur Durchführung des Düngemittelgesetzes erlassen werden (Düngemittelverordnung 1994) BGBl. Nr.1007/1994, 309. Stück, ausgegeben in Wien am 21. Dezember 1994.
- REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994c: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, mit der Bestimmungen zur Durchführung des Futtermittelgesetzes, FMG 1993, erlassen werden (Futtermittelverordnung 1994) BGBl. Nr. 273/1994.
- REPUBLIK ÖSTERREICH, 1995: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über ökologische Mindestkriterien für die Gewährung von ausschließlich national finanzierten betrieblichen Förderungsmaßnahmen. BGBl. Nr. 859/1995, 288. Stück, ausgegeben in Wien am 22. Dezember 1995.
- ROTHMALER Werner, MEUSEL Hermann, SCHUBERT Rudolf, 1982: Exkursionsflora, Band 2 - Gefäßpflanzen, 11. Auflage, Volk und Wissen Volkseigener Verlag Berlin
- RUCKENBAUER Peter, OBERNBERGER Ingwald, HOLZNER Heinrich, 1992: Erforschung der Verwendungsmöglichkeiten von Aschen aus Hackgut- und Rindenfeuerungen, Jahresbericht 1992, Forschungsprojekt StU 48 der Bund-Bundesländerkooperation, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität für Bodenkultur Wien.
- RUCKENBAUER Peter, OBERNBERGER Ingwald, HOLZNER Heinrich, 1993: Erforschung der Verwendungsmöglichkeiten von Aschen aus Hackgut- und Rindenfeuerungen, Endbericht der Projektphase I, Forschungsprojekt StU 48 der Bund-Bundesländerkooperation, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität für Bodenkultur Wien.
- RUCKENBAUER Peter, OBERNBERGER Ingwald, HOLZNER Heinrich, 1996: Erforschung der Verwendungsmöglichkeiten von Aschen aus Hackgut- und Rindenfeuerungen, Endbericht der Projektphase II, Forschungsprojekt StU 48 der Bund-Bundesländerkooperation, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität für Bodenkultur Wien.
- SANDERS Marie-Louise, 1997: Biofuel Ash Use in Salix Plantations. Biomass production, nutrient uptake and heavy metal circulation. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala 1997.
- SCHAUER Thomas, CASPARI Claus, 1982: Der große BLV Pflanzenführer, 3. Auflage, BLV Verlagsgesellschaft München, Wien, Zürich
- SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992: Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, ENKE Verlag Stuttgart
- SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1986: Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo) vom 9. Juni 1986.

- SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1992: Verordnung über umweltgefährdende Stoffe (Stoffverordnung, StoV). Änderung vom 16. September 1992
- SIGMUND Rainer, 1994: Die Wirkung von Holzasche-Düngung auf Wachstum und Entwicklung von Sommergerste im Gefäßversuch. Diplomarbeit am Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität für Bodenkultur Wien.
- SILFVERBERG Klaus, HUIKARI O, 1985: Tuhkalannoitus metsäojitetuilla turvemailla. Summary: Wood-ash fertilization on drained peatlands. Manuscript for Folia For. 50 p. Zitiert bei [P.HAKKILA, 1986].
- SILFVERBERG Klaus, 1994: Voraussetzungen und Ergebnisse der Aschedüngung in Finnland. In: Sekundärrohstoff Holzasche. Nachhaltiges Wirtschaften im Zuge der Energiegewinnung aus Biomasse. Tagungsband zum gleichnamigen Symposium am 15. Und 16. September 1994 am Institut für Verfahrenstechnik der Technischen Universität Graz.
- SILFVERBERG Klaus, 1995: Forest regeneration on nutrient-poor peatlands: Effects of fertilization, mounding and sowing. *Silva Fennica* 29(3): 205-215.
- SILFVERBERG Klaus, 1996: Nutrient Status and Development of Tree Stands and Vegetation on Ash-Fertilized Drained Peatlands in Finland. Academic Dissertation. The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 588, Vantaa Research Centre, 1996.
- SILFVERBERG Klaus, 1998: The leaching of nutrients from ash- and PK-fertilised peat. In: *Suo* 49(4): 115-123. © Suoseura - Finnish Peatland Society, Helsinki 1998. ISSN 0039-5471.
- STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1987a: Gesetz vom 2. Juni 1987 zum Schutz landwirtschaftlicher Böden (Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz). LGBI. Nr. 66/1987, ausgegeben am 18. September 1987.
- STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1987b: Verordnung der Steiermärkischen Landesregierung vom 14. Dezember 1987 über die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Böden (Klärschlammverordnung) LGBI. Nr. 89/1987, ausgegeben am 22. Dezember 1987.
- STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1990: Gesetz, mit dem die umweltgerechte und wirtschaftliche Vermeidung, Sammlung, Verwertung und Entsorgung von Abfall geregelt wird (Steiermärkisches Abfallwirtschaftsgesetz 1990 - StAWG). LGBI. Nr. 5/1991, ausgegeben am 6. Februar 1991.
- STEIERMÄRKISCHE LANDESREGIERUNG, 1995: Flußbau und Hydrographie: Klimatische Übersicht 1971-1995 für die Steiermark, Fachabteilung III a, Graz
- THURMANN-MOE P., 1956: Eldre og nyere skogskultur- och gödlingsforsøk på Asmyra. *Norsk Skogsbruk* nr 9: 309-316. Zitiert bei [P.HAKKILA, 1986]
- UNGER Yvonne L., FERNANDEZ Ivan J., 1989: The Short-Term Effects of Wood-Ash Amendment on Forest Soils. In: *Water, Air, and Soil Pollution* 49: 299-314, 1990. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- UTZ H.F., 1991: Plabstat - Version 2F, ein Computerprogramm zur statistischen Analyse von pflanzenzüchterischen Experimenten, Institut für Pflanzenzüchtung, Saatgutforschung und Populationsgenetik, Universität Hohenheim
- VERGNANO O., HUNTER J.G., 1952: Nickel and cobalt toxicities in oat plants. *Ann. Bot. NS* 17: 317-328. Zitiert bei [K.MENGEL, 1991]
- WAHLE K.W.J., DAVIES N.T., 1977: Involvement of copper in microsomal mixed-function oxidase reactions: a review. *J. Sci. Fd Agric.* 28: 93-97. Zitiert bei [K.MENGEL, 1991]

WEBER Assi, KARSISTO Marjut, LEPPÄNEN Riika, SUNDMAN Veronica, SKUJINS J., 1985: Microbial activities in a histosol: Effects of wood ash and NPK fertilizers. In: Soil Biol. Biochem. Vol. 17, No 3, pp 291-296. © by Pergamon Press Ltd., Great Britain, 1985.

WEIGEL H.J., JÄGER H.J., 1980: Subcellular distribution and chemical form of cadmium in bean plants. Plant Physiol. 65: 480-482. Zitiert bei [K.MENGEL, 1991]

WIESNER Ekkehard, BERSCHNEIDER Friedrich, LIEBENOW Horst, 1967: Ernährungsschäden der landwirtschaftlichen Nutztiere. VEB Gustav Fischer Verlag Jena.

WORLD CONFERENCE ON THE CHANGING ATMOSPHERE, 1988: The changing atmosphere: Implications for global security. Conference statement, Toronto 1988.

ANHANG A

**Verwendete Analysemethoden für Biomasseaschen
und Handelsdünger**

Verwendete Analysemethoden für die durchgeführten Aschenuntersuchungen:

pH-Wert in CaCl₂ ÖNORM L 1083

elektr. Leitfähigkeit..... Wasserextrakt 1:10; Messung nach ÖNORM M 5883

Wassergehalt..... ÖNORM B 4410

Glühverlust DIN 19684, Teil 3

CO₂ ÖNORM L 1084

C_{org.} ÖNORM L 1081

Gesamtgehalte an Ca, Mg, K, Na, Al, P, S, B, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Mo, As, Ni, Cr, Pb, Cd, V: offener HClO₄ / HF / HNO₃ - Säuretotalaufschluß mit anschließender ICP-OES Messung.

Eluatanalysen an Ca, Mg, K, Na, Al, P, S, Cl, B, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Mo, As, Ni, Cr, Pb, Cd, V: DIN 38414, Teil 4 (DEV-S4-Verfahren).

PCDD und PCDF..... Aufarbeitung und Analytik laut VDI-Richtlinie 3499, Blatt1; Bestimmung der 17 toxischen 2,3,7,8-substituierten DD/DF Kongeneren mit HRGC/HRMS (Hochauflösung: R=10000) und Berechnung des Toxizitätsäquivalentes).

PAK Soxhlet-Extraktion mit Cyclohexan, mehrstufige Extraktbearbeitung, gaschromatographische Bestimmung der PAK laut US-EPA-Liste (16 Verbindungen) und laut DIN 38409 (6 Verbindungen).

PCB..... in Anlehnung an die US-EPA-Richtlinie, Bestimmung der sechs Kongeneren Nr. 28, 52,101,138 und 180.

HCH, HCB..... Standardanalytik (Chemserv Ges.m.b.H.)

ANHANG B

Verwendete Analysemethoden für Bodenproben

Verwendete Analysemethoden für die durchgeführten Bodenuntersuchungen:

pH-Wert in CaCl₂ ÖNORM L 1083

elektr. Leitfähigkeit..... Wasserextrakt 1:10; Messung nach ÖNORM M 5883

Wassergehalt..... ÖNORM B 4410

C_{org.} ÖNORM L 1081

N_{ges}..... ÖNORM L 1082

NH₄, NO₃ ÖNORM L 1091

Gehalte an Ca, Mg, K, Na, Al, P, B, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Mo, As, Ni, Cr, Pb, Cd, V:
..... Königswasseraufschluß nach ÖNORM L 1085 mit anschließender ICP-OES Messung.

ANHANG C

Verwendete Analysemethoden für Pflanzenproben

Verwendete Analysemethoden für die durchgeführten Pflanzenuntersuchungen:

Wassergehalt.....ÖNORM B 4410

C_{org.}ÖNORM L 1081

N_{ges}.....ÖNORM L 1082

Gehalte an Ca, Mg, K, Na, Al, P, B, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Mo, As, Ni, Cr, Pb, Cd, V:
..... Königswasseraufschluß nach ÖNORM L 1085 mit anschließender ICP-OES Messung.