

Rheinlandpfalz



Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder

Joachim Block

Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald

Gebhard Schüler, Amor Balada,
Christel Bihl-Simon,
Ilona Weismüller

Gefördert durch die

**Deutsche
Bundesstiftung
Umwelt**

Postfach 17 05 - 49007 Osnabrück



**Mitteilungen aus der
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
Nr. 60/06**

Ministerium für Umwelt , Forsten und Verbraucherschutz

<http://www.fawf.wald-rlp.de>

ISSN 1610-7705 Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
Rheinland-Pfalz

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung
vorbehalten

Herausgeber: Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd,
Forschungsanstalt für Waldökologie und
Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz

Verantwortlich: Der Leiter der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirt-
schaft Rheinland-Pfalz

Dokumentation: Mitteilung FAWF, Trippstadt
Nr. 60/06, 166 Seiten

Zu beziehen über die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz,
Schloss, D-67705 Trippstadt, Tel.: 0049-6306-911-0, Telefax: 0049-6306-911-200, E-Mail:
ZDF.FAWF@wald-rlp.de

Vorwort

Die nicht zuletzt durch die Diskussionen um das Thema „Waldsterben“ verstärkte öffentliche Wahrnehmung der aktuellen Gefährdung unserer natürlichen Ökosysteme hat zielführende umweltpolitische Maßnahmen von Bund und Ländern unterstützt, mit denen der Ausstoß an anthropogenen Schadstoffen in die Luft drastisch reduziert wurde. Die Reduktion des SO₂-Ausstoßes um mehr als 90% und die Halbierung des Ausstoßes von Stickoxiden belegen die erfolgreich und deutlich verbesserte Umweltsituation. Gleichzeitig wurden in Rheinland-Pfalz mit öffentlicher Förderung umfangreiche Kompensationskalkungen durch die Waldbesitzer durchgeführt sowie der naturnahe Waldbau eingeführt. Ohne diese Anstrengungen wären Bodenversauerung und Stickstoffeutrophierung erheblich beschleunigt abgelaufen und flächige Absterbevorgänge auf empfindlichen Standorten, z.B. in nährstoffarmen Hochlagen der Mittelgebirge, nicht auszuschließen gewesen.

Allerdings zeigen die aktuellen Daten aus dem langfristigen forstlichen Umweltmonitoring, dass auch heute noch die ökosystemverträglichen Schwellenwerte von Schadstoffeinträgen in die Waldökosysteme deutlich überschritten werden. Daher muss die Luftreinhaltung konsequent fortgeführt werden. Während zu Beginn vor allem die Reduktion von SO₂ als Hauptbestandteil des „Sauren Regens“ im Vordergrund stand, sind es heute in erster Linie Stickstoff und zunehmend Klimagase, von denen Umweltgefährdungen ausgehen.

Im vorliegenden Band greift der Leiter des forstlichen Umweltmonitoring in Rheinland-Pfalz Joachim BLOCK die Frage der aktuellen Gefährdung der Waldökosysteme durch Stickstoffeinträge auf. Auf der Grundlage von Informationen aus dem Umweltmonitoring stellt er die gegenwärtige Gefährdungssituation dar und diskutiert mögliche Gegenmaßnahmen.

In einem weiteren Beitrag werden die Ergebnisse aus einem von Gebhard SCHÜLER initiierten und geleiteten und durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsprojekt zu Möglichkeiten und Wirkungen von Kompensationskalkungen mit Sekundärrohstoffen vorgestellt. Dabei verfolgt das Projekt den innovativen Ansatz, anorganische Koppel- oder Abfallprodukte aus unterschiedlichen Prozessen, insbesondere aus Industrie, Wasseraufbereitung oder Gesteinsverarbeitung, zur Pufferung von Säuren und zur Behebung von immissionsinduzierten Nährstoffdefiziten einzusetzen. Christel BIHL-SIMON und Ilona WEISMÜLLER untersuchen in ihren Beiträgen die Wirksamkeit und Verträglichkeit der unterschiedlichen Stoffe für Pflanzen und Boden. Amor BALADA entwickelt im Rahmen ihrer Forschungsarbeit am Institut für Forstökonomie, Universität Freiburg, exemplarisch das Instrument einer erweiterten Produktlinienanalyse, mit der entscheidungsorientiert ökologische und ökonomische Aspekte zusammengeführt und bewertet werden können.

Harald Egidi
Ministerium für Umwelt, Forsten und
Verbraucherschutz

Gesamtinhaltsverzeichnis

Seite

EGIDI, H.
Vorwort

BLOCK, J.: 1
Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder

SCHÜLER, G., BALADA, A., BIEHL-SIMON, CH. UND WEISSMÜLLER, I.: 32
Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald

Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder

Joachim Block

Inhaltsverzeichnis	Seite
Summary: Impact of nitrogen deposition on Rhineland-Palatinian forests	1
1. Einleitung	2
2. Emission von Stickstoffverbindungen	2
3. Immission und Deposition von Stickstoffverbindungen in Wäldern	5
4. Überschreitung ökosystemverträglicher Schwellenwerte (critical loads)	12
5. Wirkungen überhöhter Stickstoffeinträge in Waldökosystemen	14
6. Vorschläge zur Reduktion der Waldökosystembelastung durch Stickstoff	19
7. Waldbauliche Behandlung stickstoffbelasteter Waldökosysteme	24
8. Schlussfolgerung und Zusammenfassung	26
9. Literatur	27

Summary

Impact of nitrogen deposition on Rhineland-Palatinian forests

Nitrogen compounds emitted from animal husbandry and traffic are the most important forest-damaging air pollutants in Germany and also in Rhineland-Palatinate.

The emission rates of oxidized and reduced nitrogen compounds decreased in Germany and in Rhineland-Palatinate since the maximum values in the end of 1970's. However this has not yet been reflected so far in a noticeable decrease of the nitrogen deposition rate into the Rhineland-Palatinian forest ecosystems. Overall nitrogen input into the forest ecosystems actually reach 15-33 kg/ha. The portion of ammonium of total-N-deposition increased in the two last decades to nearly 50 percent. The total nitrogen deposition load already exceeds in the minimum estimation at all test sites the critical loads by 2 to 5-fold.

The excessive nitrogen deposition causes acidification, eutrophication and imbalance in nutrient supply in the forest ecosystems. Currently two thirds of the deposition loads of potential acids are due to nitrogen compounds. The majority of the investigation sites show N/K relation in the needles of spruces and pines that exceed the threshold of harmonic nutrition.

At a substantial number of test sites nitrogen saturation (insufficient N-retention) indicated by increased nitrate leaching has been reached.

The emission reduction planned in the NEC guideline of the European Union will not be sufficient to decrease the nitrogen deposition below the critical loads. For the sake of protecting forest ecosystems, water resources and the atmosphere additional emission reduction measures are necessary compared with present plans. In respect of oxidized N-compounds this concerns above all measures in the traffic sector, measures for energy conservation and for the intensified use of alternative sources of energy. Facing a still constantly rising traffic very effective measures are compulsory (e.g. an accelerated introduction of fuel cell vehicles).

With the reduced nitrogen compounds obviously a sufficient emission reduction can only be attained by reduced livestock density, that means a reduced demand for animal products. This presupposes a consciousness change in the population. To reach these goals appropriate campaigns should be started.

The increased production of fermentation gas from liquid manure may have chances and risks for ammonia emission. Presently, the reduction effect cannot be measured validly.

As silvicultural measures are concerned negative effects of the excessive nitrogen deposition can only be temporally limited. Wood harvest and products are favourable in this regard by the associated exporting and long-term binding of nitrogen. Silviculture should be targeted to improve stability and to avoid disturbances in the ecosystem. This strategy will help to keep the nitrogen in the system and to preserve the N- storage capacity.

The impact of excessive nitrogen deposition on forest ecosystems is an important and acute environmental problem. Therefore monitoring and research must be intensified to substantiate and develop strategies for future action.

1 Einleitung

Für die Wälder unserer Breiten stellte Stickstoff (N) in der Vergangenheit das zentral Wachstum limitierende Nährelement dar. Es stand den Bäumen im Wesentlichen nur über die mikrobiellen Prozesse der Mineralisation (Ammonifikation) abgestorbener organischer Substanz in Form von Ammonium und über die Nitrifikation in Form von Nitrat im Wurzelraum zur Verfügung. Da die Mikroorganismen selbst N zum Wachstum benötigen herrschte zwischen den Waldbäumen und den Mikroorganismen eine starke Konkurrenzsituation um dieses knappe Gut. Zudem hat eine jahrhundertlange Übernutzung der Wälder bis ins 20. Jahrhundert hinein den Stickstoffspeicher der Waldökosysteme entleert und die Stickstoffknappheit verschärft.

Durch den anthropogen bedingten, atmosphärischen N-Eintrag in die früher N-limitierten Waldökosysteme hat sich diese Situation grundlegend geändert. In vielen Ökosystemen ist N ausreichend oder sogar im Überschuss vorhanden, häufig erkennbar an erheblichen Nitratausträgen mit dem Sickerwasser und erhöhten Emissionen klimarelevanter Spurengase wie N_2O

und NO. Der Nitrataustrag ist hierbei mit einer Belastung der Ressource Wasser, der Spurengasaustrag mit einer Belastung der Ressource Atmosphäre verbunden.

Stickstoff kommt in unserer Umwelt in einer Vielzahl von Verbindungen vor. Die Umwandlungsprozesse zwischen den N-Verbindungen sind in Raum und Zeit hoch variabel und zum großen Teil biologisch determiniert. Daher ist es bislang nur sehr eingeschränkt möglich, den Stickstoffhaushalt von komplexen Systemen, wie sie insbesondere Waldökosysteme darstellen, zu beschreiben.

Nachfolgend werden die Entwicklung der Stickstoffemission in Deutschland und einigen Nachbarländern sowie die Immissions- und Depositionsbelastung des rheinland-pfälzischen Waldes durch Stickstoffverbindungen dargestellt und im Hinblick auf die Wirkungen in den Waldökosystemen bewertet. Darauf aufbauend werden Vorschläge für Luftreinhaltung und Waldbau zur Reduktion der Waldökosystembelastung durch Stickstoff unterbreitet.

2 Emission von Stickstoffverbindungen

Stickstoff wird in oxidierter und in reduzierter Form emittiert.

Stickoxide entstehen nahezu ausschließlich bei Verbrennungsvorgängen durch Oxidation des im Brennstoff und in der Verbrennungsluft enthaltenen Stickstoffs. Emittiert wird Stickstoffmonoxid (NO), der anschließend atmosphärisch zu Stickstoffdioxid (NO_2) oxidiert. Hauptquelle der oxidierten Stickstoffverbindungen ist der Straßenverkehr, gefolgt von Kraft- und Heizwerken sowie Industriefernung (Abb. 1).

Die Emission von oxidierten Stickstoffverbindungen ist in Deutschland von 3,33 Millionen

Tonnen (berechnet als NO_2) im Jahr 1980 auf 1,43 Millionen Tonnen im Jahr 2003 zurückgegangen (- 57 %). Im Vergleich zu den westlichen Nachbarländern wurde die Stickoxidemission in Deutschland früher und effektiver verringert (Abb. 2).

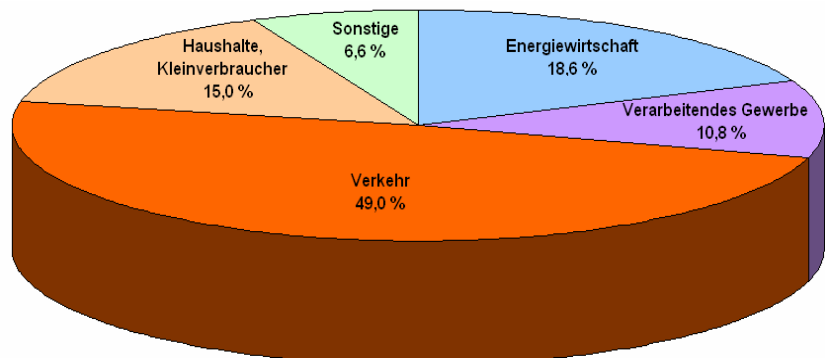


Abb. 1: Quellen der Stickoxidemission in Deutschland im Jahr 2006
(Quelle: Umweltbundesamt 2006)

Die EU-Richtlinie über nationale Emissionshöchstgrenzen (NEC) sieht für Deutschland eine weitere Reduktion auf 1,051 Millionen Tonnen NO₂ bis zum Jahr 2010 vor.

NO kann vor allem in den Sommermonaten auch aus dem Boden emittiert werden (BOWDEN 1986, BRUMME et al. 1999). Allerdings ist dies in der Regel eine Folge einer überhöhten atmosphärischen N-Deposition (KIESE und BUTTERBACH-BAHL 2003, PAPAN 2003).

Für Rheinland-Pfalz weist der aktuelle Energiebericht (MWVLW 2003) für das Jahr 2000 eine Stickoxidemission von 74.344 t NO_x aus (einschließlich produktionsbedingte Emission). Dies entspricht 4,7 % der Gesamt-NO_x-Emission in Deutschland und liegt somit fast auf der Höhe des Bevölkerungsanteils (4,9 %). Den größten Anteil nimmt mit 64.635 t NO_x der KFZ-Verkehr ein. Von 1991 bis 2000 ist die NO_x-Emission in Rheinland-Pfalz deutlich reduziert worden (-47 %). Allerdings ist im KFZ-Bereich aktuell (1998-2000) durch einen Anstieg des Kraftstoffverbrauchs und des Anteils an Dieselmotoren eine Zunahme der NO_x-Emission zu verzeichnen (+5,1 %).

Ammoniak (NH₃) stammt in Deutschland zum überwiegenden Teil aus der Tierhaltung (insbesondere Stallemissionen sowie Lagerung und Ausbringung von wirtschaftseigenen Düngern), in geringerem Umfang auch aus der Anwendung und Herstellung stickstoffhaltiger Mineraldünger. Geringfügige

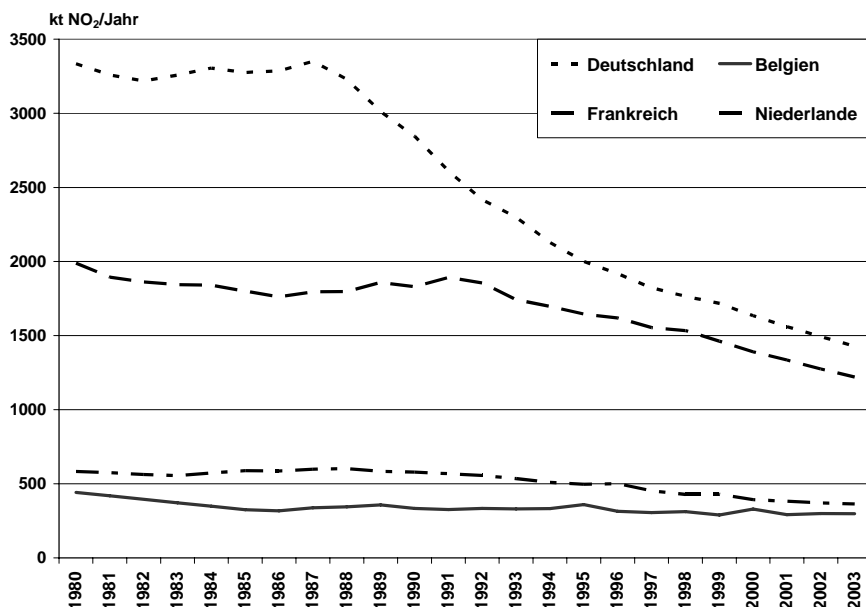


Abb. 2: Entwicklung der Stickoxidemissionen in Deutschland, Frankreich, Belgien und den Niederlanden seit 1980; Quelle: www.emep.int

Emissionen entstehen durch Feuerungsprozesse, Anlagen zur Rauchgasentstickung sowie durch mit Katalysator ausgerüstete Kraftfahrzeuge (Abb. 3).

Natürliche Ammoniakemissionen (mikrobielle Prozesse im Boden natürlicher und naturnaher Ökosysteme, Ausscheidungen von Wildtieren) spielen in Relation zur anthropogenen Gesamt-NH₃-Emission nur eine geringe Rolle (unter 5 %) (BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BERN 1987, UMK/AMK-AG 1996).

Die Ammoniakemission aus anthropogenen Quellen ist in Deutschland von 835 000 t NH₃ im Jahr 1980 auf 600 000 t im Jahr 2003 ge-

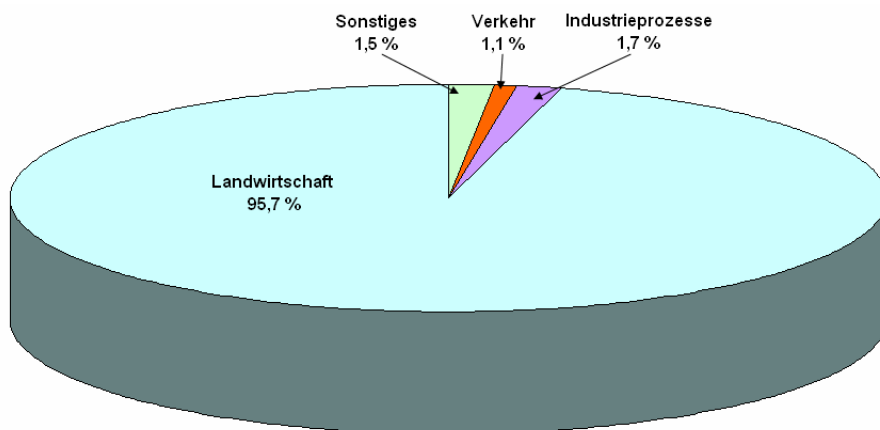


Abb. 3: Quellen der Ammoniakemission in Deutschland im Jahr 2006 (Quelle: Umweltbundesamt 2006)

sunken (- 28 %). Die NEC-Richtlinie sieht bis zum Jahr 2010 für Deutschland eine weitere Reduktion auf 550 000 t NH₃ vor. Der wesentlichste Teil der bisherigen Emissionsminderung ist auf eine deutliche Reduktion des regionsspezifischen Tierbestandes in den neuen Bundesländern in den Jahren 1990-1992 zurückzuführen (ISERMANN und ISERMANN 1995, UMK/AMK-AG 1996). Nach Berechnungen des Umweltbundesamtes nahm

die auf die Tierhaltung zurückzuführende NH₃-Emission auf dem Gebiet der neuen Bundesländer von 1989 auf 1992 um 58 % ab. Demgegenüber hat sich die an die Tierhaltung gekoppelte Ammoniakemission in den alten Bundesländern im gleichen Zeitraum (1989-92) nur um 5 % verringert. Seit Mitte der 90er Jahre ist die Ammoniakemission in Deutschland nahezu gleich geblieben.

Von den westlichen Nachbarländern haben bislang die Niederlande die NH₃-Emission deutlich reduziert (1980 bis 2003: - 45 %; seit 1995: -34 %) (Abb. 4). In Frankreich blieben die Emissionen seit 1980 demgegenüber nahezu konstant. In Belgien ist seit dem Jahr 2000 ein merklicher Rückgang der NH₃-Emission zu verzeichnen (1999-2003: -23 %).

Die Emissionsminderung der reduzierten Stickstoffverbindungen (Hauptquelle Landwirtschaft) war in Deutschland und den

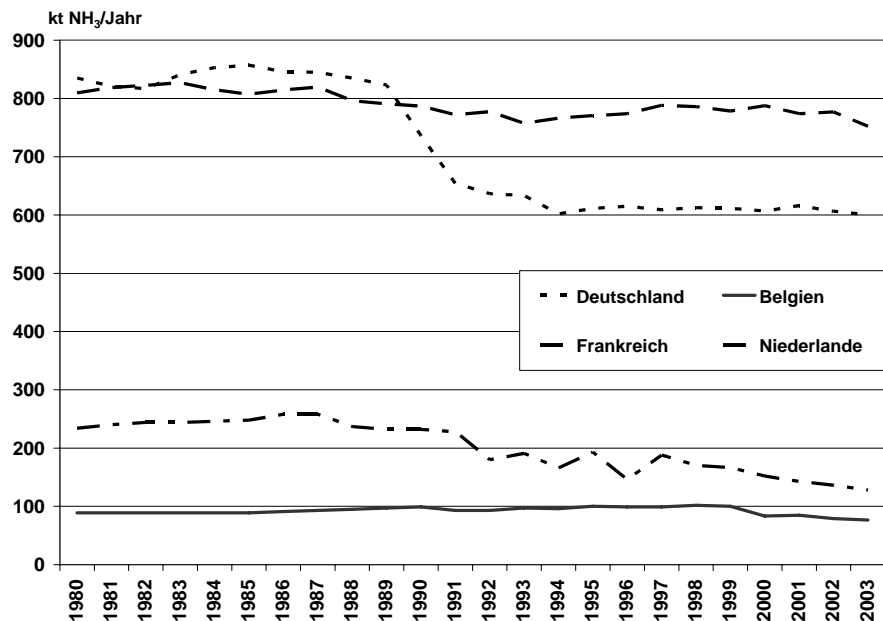


Abb. 4: Entwicklung der Ammoniakemissionen in Deutschland, Frankreich, Belgien und den Niederlanden seit 1980; Quelle: www.emep.int

Nachbarländern bislang weit weniger effektiv als die Emissionsminderung bei den oxidierten Verbindungen (Hauptquelle Straßenverkehr). Auf Reinstickstoffbasis übersteigt daher die Ammoniakstickstoffemission seit dem Jahr 2000 die Emission an Stickoxiden (Abb. 5).

Für Rheinland-Pfalz waren dem Autor keine amtlichen Daten zur Ammoniakemission zugänglich. Aus der Viehdichte des Jahres 2003

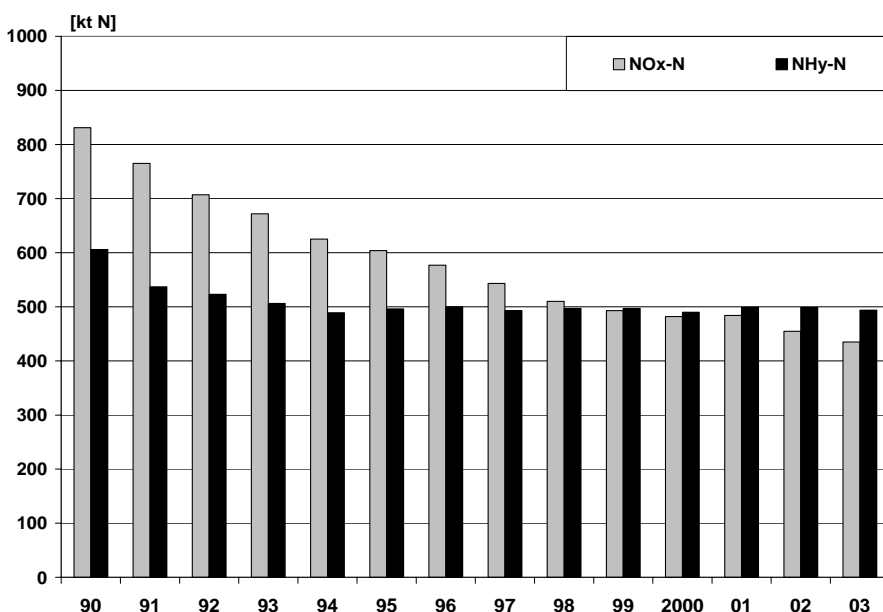


Abb. 5: Entwicklung der Emission von oxidierten (NOx-N) und reduzierten (NH_y-N) Stickstoffverbindungen seit 1990 in Deutschland; zur besseren Vergleichbarkeit ist die Emission in kt Reinelement (N) dargestellt
Quelle: Umweltbundesamt, Stand Juli 2003 und www.emep.int

(410.000 Rinder, 341.000 Schweine, 23.000 Pferde, 130.000 Schafe; Quelle: Statistisches Landesamt RLP 2004, www.statistik.rlp.de) und (konstanter) spezifischer NH_3 -Emissionsfaktoren pro Tier und Jahr (Rinder 23,04 kg NH_3 , Schweine 5,36 Kg NH_3 , Pferde 12,2 kg NH_3 , Schafe 1,7 kg NH_3 ; Quelle: Umweltbundesamt, Dezember 2000, www.uba.de) lässt sich überschlägig eine Ammoniakemission von knapp 12 000 t für das Jahr 2003 abschätzen.

Dies entspricht ca. 16,7 kg NH_3 je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche. Die durchschnittliche Ammoniakemission aus der Tierhaltung liegt in Rheinland-Pfalz demnach deutlich unter dem entsprechenden Durchschnittswert für die Bundesrepublik Deutschland (471 000 t NH_3 für das Jahr 2001 bezogen auf 17,137 Millionen Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) = 27,5 kg NH_3 /Hektar LF). Allerdings ist die Viehdichte in Rheinland-Pfalz und damit auch die entsprechende Ammoniakemission regional sehr verschieden. Während in der Oberrheinischen Tiefebene kaum Vieh gehalten wird und die

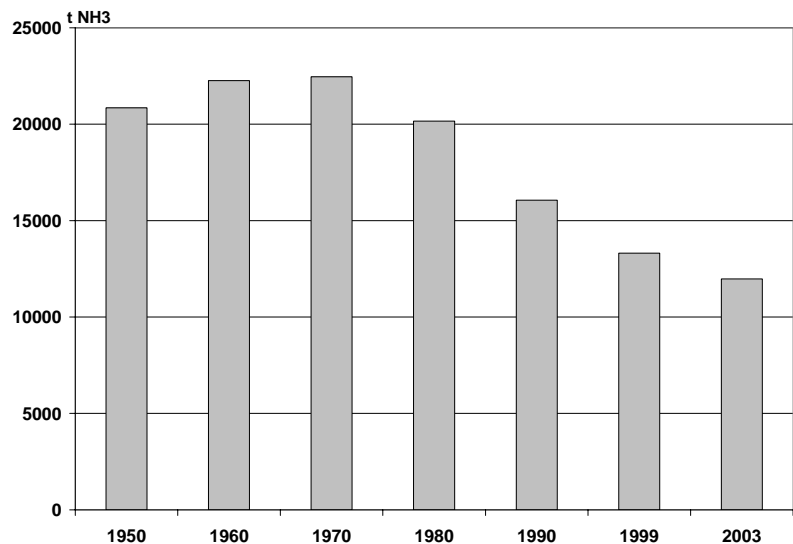


Abb. 6: Entwicklung der Ammoniakemission aus der Tierhaltung in Rheinland-Pfalz (Datenquellen und Herleitung siehe Text)

Ammoniakemission dementsprechend sehr niedrig ist, weisen vor allem die Landkreise Altenkirchen und Bitburg-Prüm hohe Viehdichten und über dem Bundesdurchschnitt liegende Ammoniakemissionen auf (vgl. BLOCK 2002). Bei Annahme gleicher tierspezifischer Emissionsfaktoren in der Zeitreihe zeigt sich in Abhängigkeit von der Viehbestandsentwicklung um 1970 ein Maximum der landesweiten NH_3 -Emission (Abb. 6). Seither ist die Ammoniakemission aus der Tierhaltung in Rheinland-Pfalz um 46 % zurückgegangen.

3 Immission und Deposition von Stickstoffverbindungen in Wäldern

Seit Mitte der 80er Jahre wird die Konzentration oxidierter **Stickstoffverbindungen** (NO , NO_2) in der bodennahen Luft an Waldstationen des Zentralen Immissionsmessnetzes (ZIMEN) gemessen. Stickstoffmonoxid (NO) ist in den meist emittentfernen Waldgebieten nur von untergeordneter Bedeutung (Jahresmittel: 1-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Die **Stickstoffdioxidkonzentrationen** (NO_2) liegen in Waldgebieten im Jahresmittel meist zwischen 10 und 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die Spitzenkonzentrationen (98 %-Werte) bewegen sich meist zwischen 30 und 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tab. 1; Abb. 7). Im Vergleich zu den Befunden von Immissionsmessungen an Level II-Standorten in Deutschland liegen die rheinland-pfälzischen NO_2 -

Konzentrationen im mittleren und oberen Bereich (Abb. 8).

Seit dem Beginn der Messungen Mitte der 80er Jahre sind die NO_2 -Konzentrationen in den Waldgebieten leicht gesunken. Im Durchschnitt der letzten 3 Messjahre liegen die Jahresmittelwerte um 14 bis 38 % unter den entsprechenden Durchschnittskonzentrationen der ersten 3 Messjahre (1985 bis 1987). Die Minderung der NO_2 -Konzentration in den rheinland-pfälzischen Waldgebieten liegt somit merklich unter der Verringerung der NO_x -Emission in Deutschland (-57 % von 1980 bis 2003). Diese Diskrepanz zwischen Emissionsminderung und Immissionsentwicklung tritt offenbar großräu-

Tab. 1: Stickstoffdioxidkonzentrationen in Waldgebieten ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Station	Jahresmittelwert NO_2																				
	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
Waldmohr	14	24	19	17	17	17	11	14	15	15	15	18	16	15	15	14	14	15	14	14	14
Idar-Oberstein	17	13	13	13	14	14	13	11	13	12	13	16	14	11	11	8	10	10	11	10	10
Schneifel	13	10	14	14	14	14	11	12	9	9	11	15	13	8	9	9	10	10	12	10	10
Kirchen	14	20	19	19	19	20	18	12	13	12	16	14	14	14	13	11	13	11	10	12	13
Merzalben	-	-	-	14	14	10	9	13	15	9	13	16	12	9	10	9	10	10	11	11	10
Neuhäusel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	14	16	19	16	16	13	14	15	15	13	12

mig auf. Auch das BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSI-CHERHEIT (2006) konstatiert eine geringere Abnahme der Luftbelastung mit Stickoxid als auf Grund der NO_x - Emissionsminderung erwartet wurde. Als Erklärungsansatz werden zum einen Wechselwirkungen mit der Ozonkonzentration und zum anderen ein Anstieg der primären NO_2 -Emission insbesondere bei Dieselfahrzeu- gen mit Oxidationskatalysatoren diskutiert.

Der **Eintrag an Nitratstickstoff** in die Wald- ökosysteme wird in Rheinland-Pfalz seit 1984 an gegenwärtig 13 Freilandmessstellen, 7 Fich- ten-, 3 Buchen-, 2 Eichen- und 2 Kiefernmess- stellen ermittelt. Auf Freiflächen liegt die Nitratstickstoffdeposition in den rheinland- pfälzischen Waldgebieten meist zwischen 3 und 6 kg N je Hektar und Jahr. Mit dem Waldniederschlag werden unter Laubwaldbeständen durch- schnittlich 7 bis 10 kg N je Jahr und Hektar und unter Nadelwaldbeständen 6 bis 18 kg N in den Waldboden eingetra- gen. Im Vergleich mit den Befunden anderer Untersu- chungsstandorte¹⁾ in Deutsch- land liegen die rheinland- pfälzischen Nitratreinträge im Freiland im unteren und mitt- leren Bereich, unter den Waldbeständen im gesamten Wertebereich verteilt (Abb. 9

und 10).

In der Zeitreihe seit 1984 zeigen die Nitratrein- träge keinen gerichteten Trend (Abb. 11). Die verringerte Stickoxidemission in Deutschland schlägt sich demnach bislang nicht in einer spürbaren verringerten Stickstoffdeposition in unseren Waldökosystemen nieder.

Im Gegensatz zu den oxidierten Stickstoffver- bindungen sind **reduzierte Stickstoffverbin- dungen** (Ammoniak, Ammonium) kein Routi- nebestandteil der regulären Luftmessprogram- me. Dementsprechend liegen nur sehr spärliche Informationen über Ammoniakkonzentrationen in der Luft vor. Seit Oktober 1998 werden im Rahmen des rheinland-pfälzischen Level II- Programms mit Hilfe von Passivsammlern des

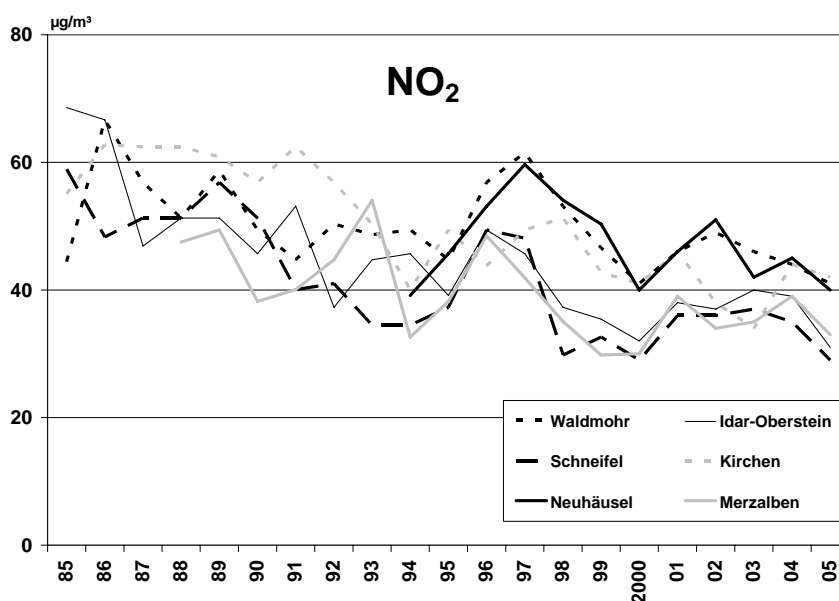


Abb. 7: Verlauf der NO_2 -Spitzenkonzentrationen (98%-Werte) an den ZIMEN-Waldstationen seit 1985

¹⁾ Die zum Vergleich herangezogenen Daten wurden von Dr. J. Gehrman, LÖBF NRW, zur Verfügung gestellt

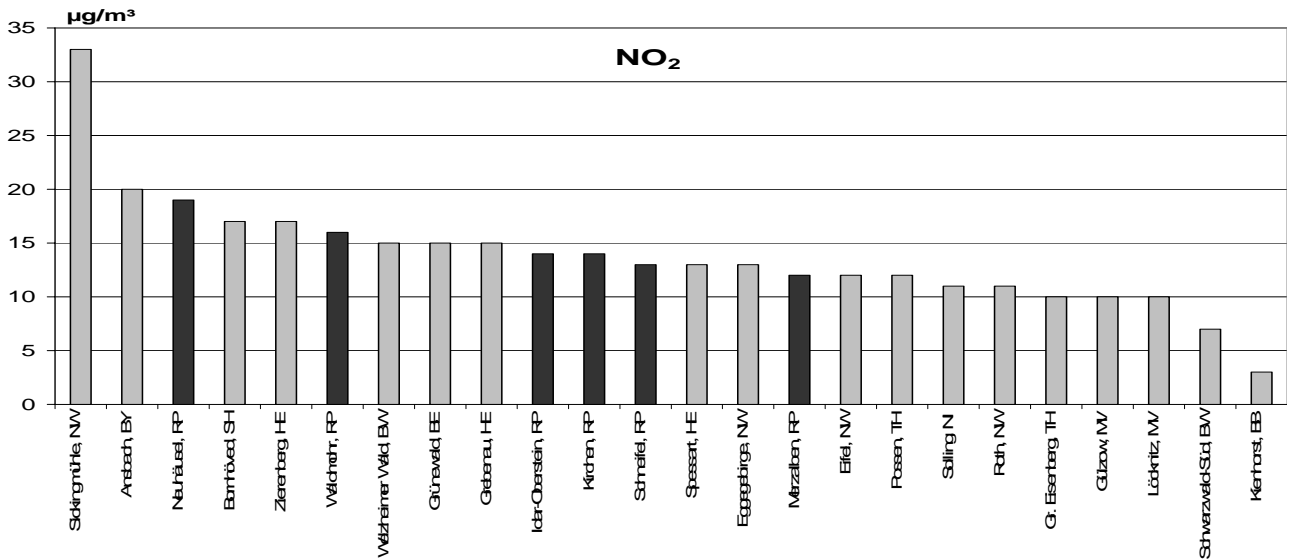


Abb. 8: NO₂-Konzentration (Jahresmittelwert 1997) der rheinland-pfälzischen Waldmessorte im Vergleich zu den entsprechenden Befunden an Level II-Standorten in anderen Bundesländern

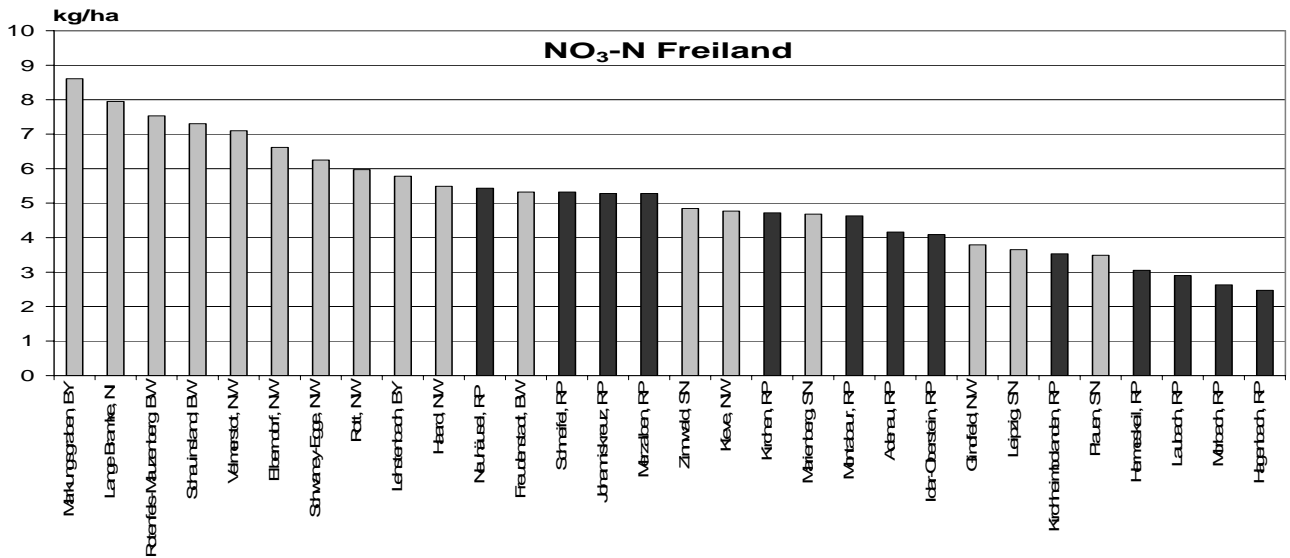


Abb. 9: Nitrat-N-Deposition an rheinland-pfälzischen Freiland-Messflächen im Vergleich zu entsprechenden Befunden anderer Bundesländer (Messjahr 2002)

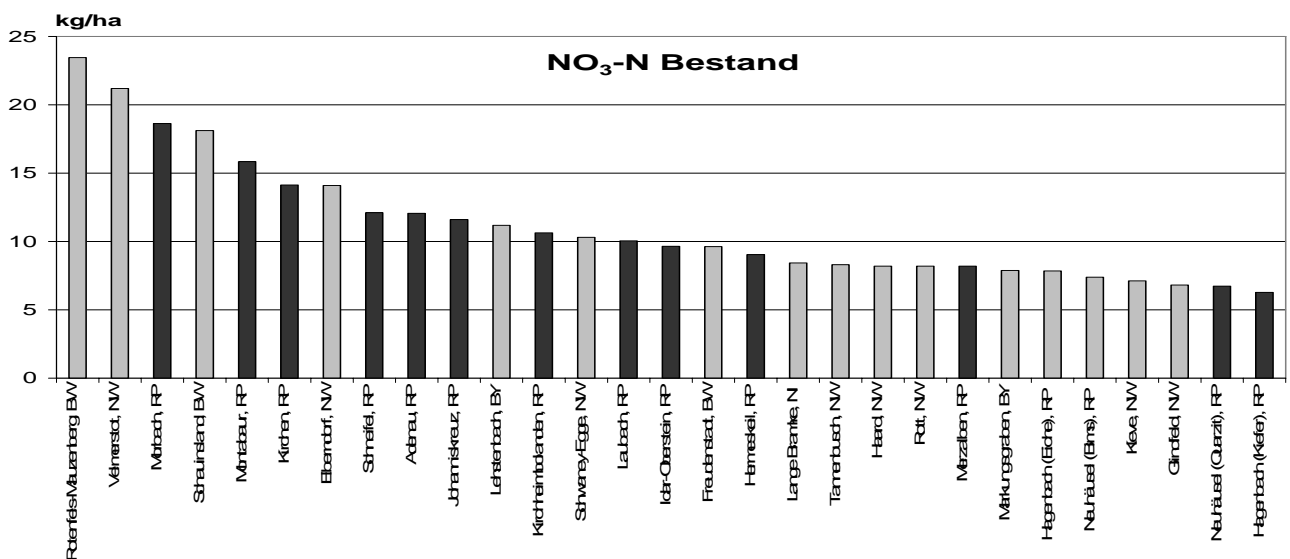


Abb. 10: Nitrat-N-Deposition an rheinland-pfälzischen Bestandes-Messflächen im Vergleich zu entsprechenden Befunden anderer Bundesländer (Messjahr 2002)

schwedischen Umweltinstituts 4-Wochen-Mittelwerte der **NH₃-Konzentration** erfasst. Von Oktober 1998 bis Oktober 1999 wurden die Messungen an 6 Standorten durchgeführt. Seither werden sie an 3 Standorten (Adenau, Merzalben, Schaidt) weiterbetrieben. Die Ammoniakkonzentrationen liegen mit Ausnahme eines einzelnen 4-Wochen-Wertes am Standort Schaidt unter 3 µg/m³ (Abb. 12). Die Minima lagen meist im Spätherbst/Winter, die Maxima im Frühjahr und Sommer. Die gemessenen Konzentrationen bewegen sich damit im Rahmen der für wenig belastete Gebiete angegebenen Werte (EINERT und REICHEL 1998; HARTWIGER-FANGMEIER et al. 1992) und liegen unter den mit dem gleichen Messsystem in Luxemburg gemessenen Werten (vgl.

www.interreg-buche.de (unter Luftschadstoffbelastung). Die Wirkungsschwelle (Critical Level) von 8 µg/m³ für direkte Schädwirkungen an empfindlichen Pflanzen über die Gasphase (WERNER und GREGOR 1995) wurde von den bisherigen Messbefunden stets deutlich unterschritten. In der Zeitreihe zeigen die NH₃-Konzentrationen eine offenbar leicht steigende Tendenz.

Etwa die Hälfte des emittierten NH₃ wird gasförmig in der Nähe des Emissionsortes deponiert. Die andere Hälfte reagiert in der Atmosphäre mit säurehaltigen Aerosolen zu Ammonium (NH₄) und kann z.B. als Ammoniumsulfat oder Ammoniumnitrat über weite Strecken transportiert werden (LEHN et al. 1995, HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992). Aufgrund des

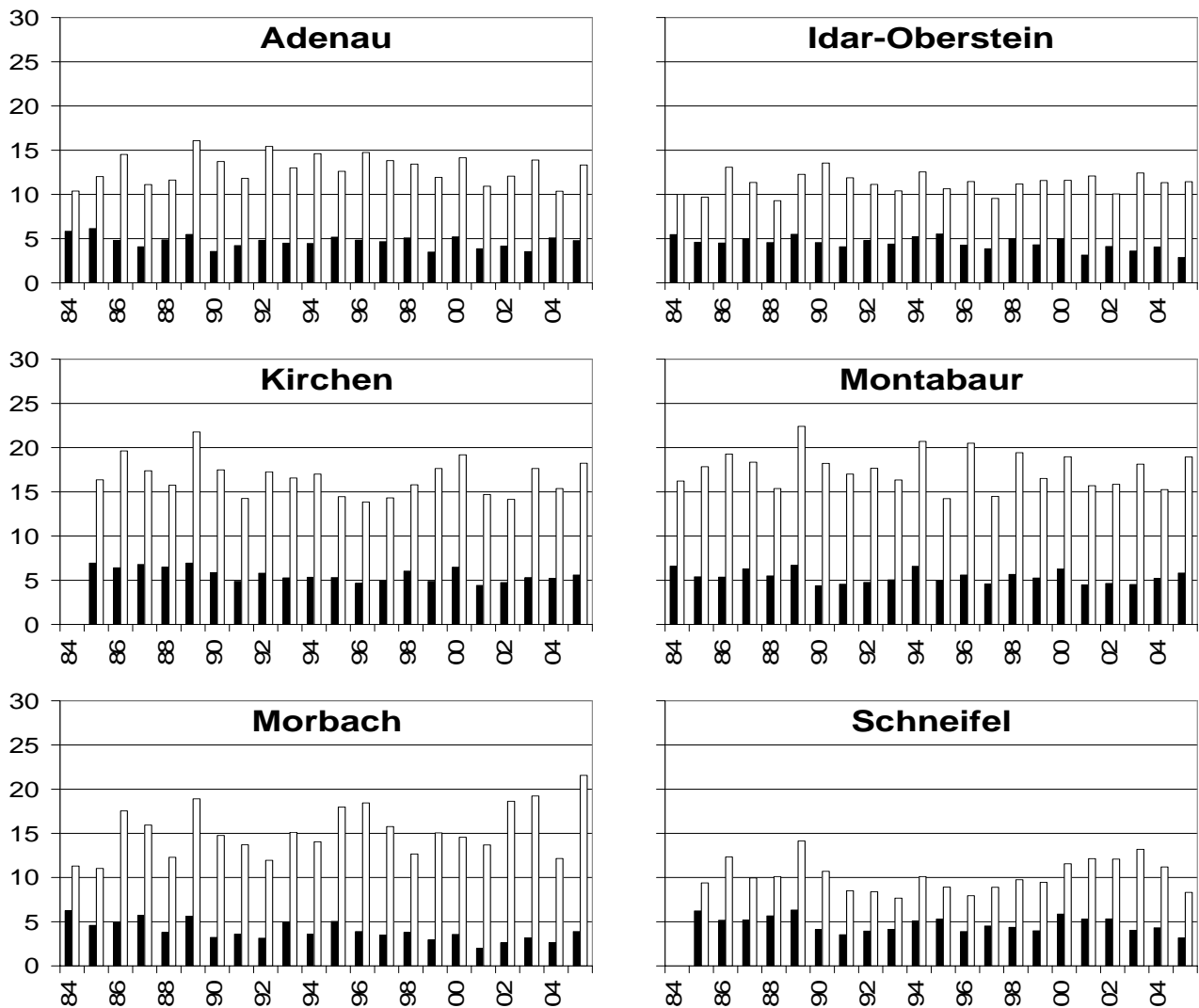


Abb. 11: Nitratstickstoffeinträge (kg/ha · Jahr) an Freilandmessstellen (schwarze Säulen) und Messstellen in Fichtenbeständen (weiße Säulen) an 6 Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen

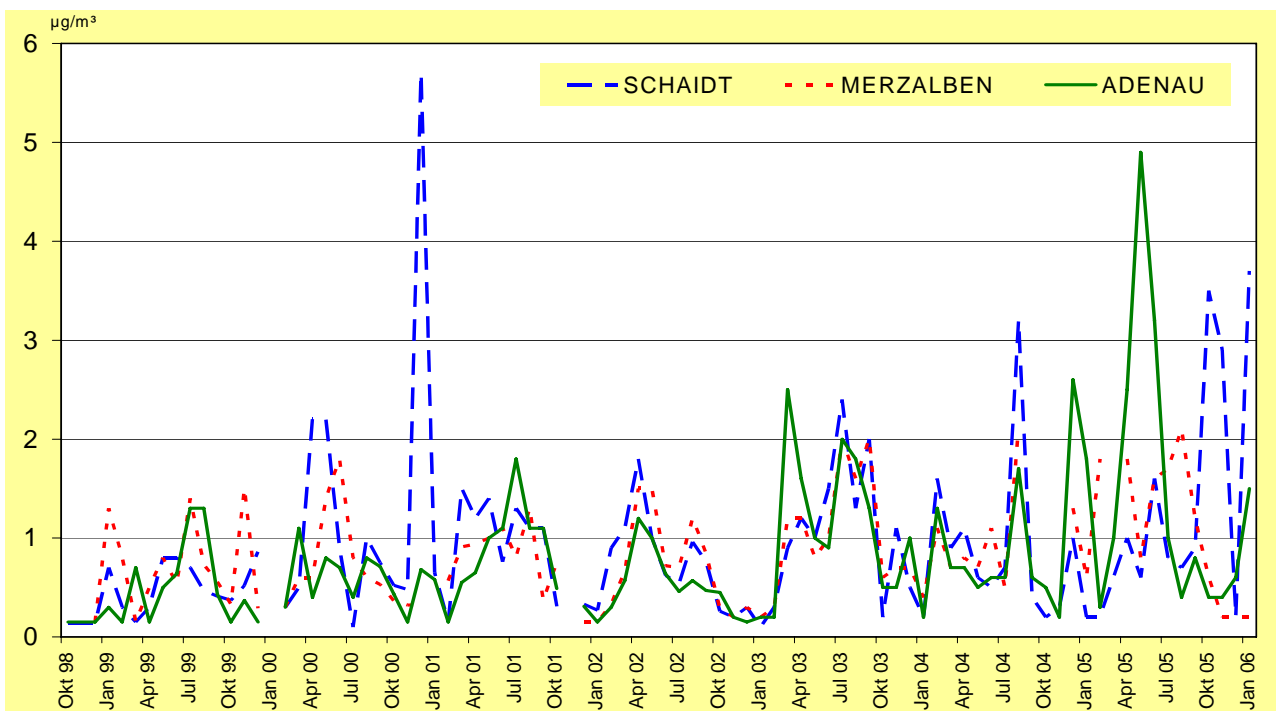


Abb. 12: Verlauf der mit Hilfe von Passivsammlern ermittelten NH_3 -Konzentration (4-Wochen-Mittelwerte) an 3 Level II-Standorten

Ferntransports von Ammonium ist auch bei vergleichsweise niedrigen Ammoniakkonzentrationen selbst in sehr emittentenfernen Waldgebieten der Eintrag an reduzierten Stickstoffverbindungen beträchtlich. An den rheinland-pfälzischen Depositionsmessstationen in Waldgebieten liegen die Freilanddepositionsraten meist zwischen 2 und 6 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ je Hektar und Jahr.

Die nasse Ammoniumstickstoffdeposition bewegt sich somit etwa in gleicher Höhe wie die nasse Nitratstickstoffdeposition. Waldbestände erhalten über die Interzeptionsdeposition (trockene Deposition von Gasen und Aerosolen) erheblich höhere N-Frachten als Freiflächen. In die Laubwaldbestände des rheinland-pfälzischen Depositionsmessprogramms werden meist zwischen 5 und 10 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ je Hektar und Jahr, in Nadelwaldbeständen 6 bis 15 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ je Hektar und Jahr eingetragen. Trotz der im Vergleich zum Bundesgebiet unterdurchschnittlichen Viehdichte in Rheinland-Pfalz machen auch in den rheinland-pfälzischen Wäldern die reduzierten Stickstoffverbindungen demnach etwa die Hälfte der Stickstoffdeposition ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) aus. Im Vergleich zu den Befunden anderer Depo-

sitionsmessorte in Deutschland liegen die rheinland-pfälzischen Eintragsraten im Freiland im unteren und mittleren Bereich, in den Beständen über den gesamten Wertebereich verteilt (Abb. 13 und 14). Dabei ist zu berücksichtigen, dass alle rheinland-pfälzischen Depositionsmessorte inmitten größerer Waldareale gelegen sind. In Waldrandlagen (bis etwa 100 m Tiefe) und in Arealen mit gemischter land- und forstwirtschaftlicher Nutzung ist eine deutlich erhöhte Stickstoffdeposition zu erwarten (SPANGENBERG et al. 2002, SPANGENBERG und KÖLLING 2003).

An den rheinland-pfälzischen Depositionsmessstandorten ist bislang kein einheitlicher Trend in der Ammoniumstickstoffdeposition zu erkennen (Abb. 15). Bei der Freilanddeposition weisen 6 der 13 Standorte mit Langzeitmessungen einen signifikanten Abwärtstrend, die übrigen keinen erkennbaren Trend auf. Bei der Deposition mit dem Kronendurchlass zeigt sich bei 5 der 15 Standorte ein signifikanter Aufwärtstrend (steigende Depositionsrate!) (Tab. 2). Auch an der Umweltbundesamtsmessstelle Deuselbach im Hunsrück ist in der Zeitreihe 1984 bis 2003 kein abnehmender Trend in der

Ammoniumkonzentration im Niederschlagwasser festzustellen (BIEBER 2004).

Deutschland schlägt sich demnach bislang nicht in einer entsprechenden Entlastung der rheinland-pfälzischen Waldökosysteme nieder. Hierfür kommen folgende Gründe in Betracht:

Die Minderung der Ammoniakemission in

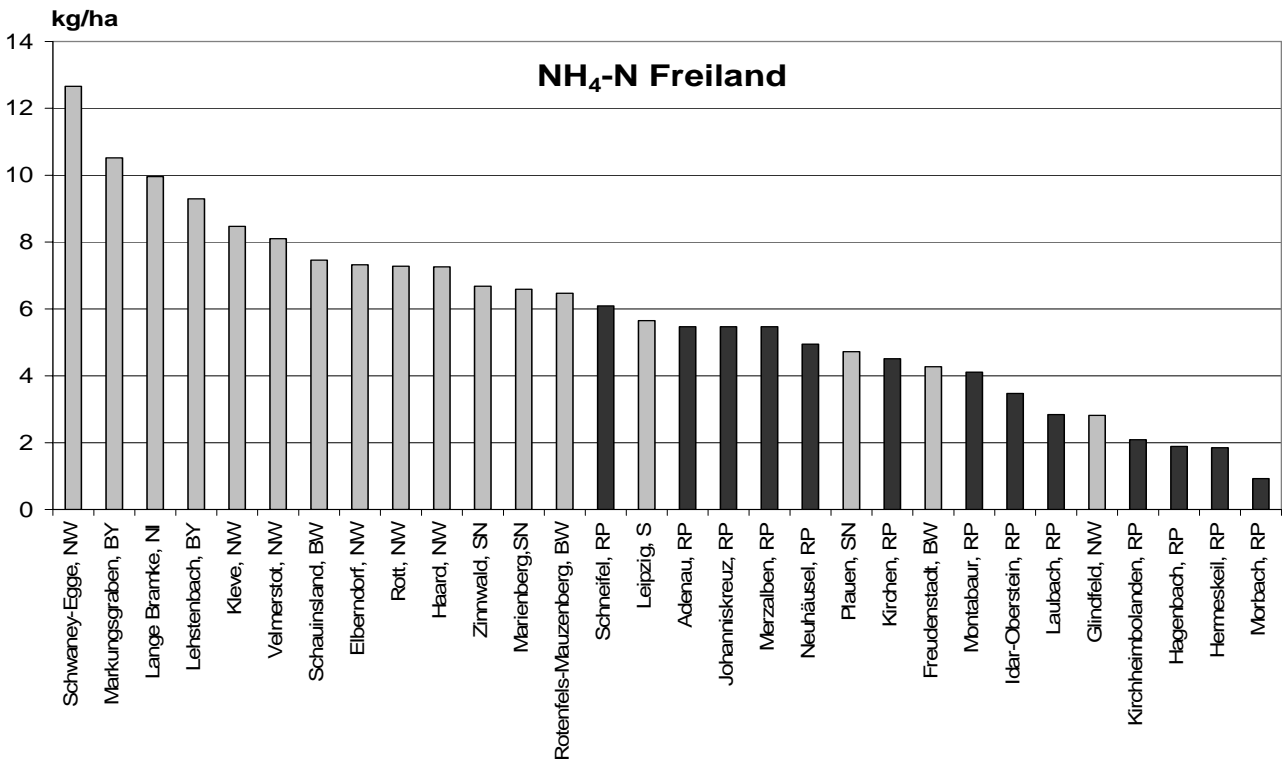


Abb. 13: Ammonium-N-Deposition an rheinland-pfälzischen Freiland-Messflächen im Vergleich zu entsprechenden Befunden anderer Bundesländer (Messjahr 2002)

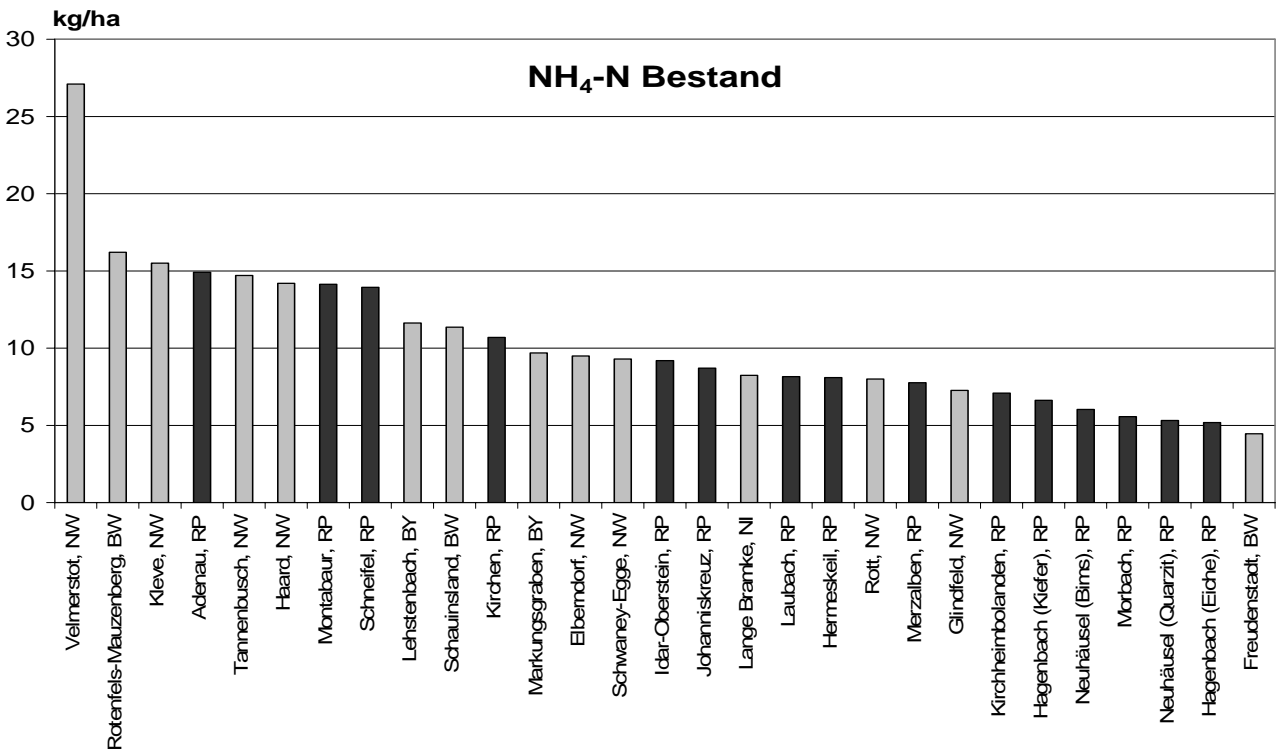


Abb. 14: Ammonium-N-Deposition an rheinland-pfälzischen Bestandes-Messflächen im Vergleich zu entsprechenden Befunden anderer Bundesländer (Messjahr 2002)

1. die Abschätzung der Ammoniak-Emission ist sehr schwierig. Nach Angaben des Umweltbundesamtes ist „die Datenbasis der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung so schlecht, dass die Auswirkungen und der Erfolg der Maßnahmen nicht sicher abgeschätzt werden können“ (UBA 2002, S. 2). Die Emissionsminderung könnte demnach überschätzt worden sein.
2. die Ammoniakemission wurde in Westdeutschland weit weniger zurückgeführt als in den neuen Bundesländern. Hinzu kommt, dass die Stickstoffdeposition in Rheinland-Pfalz erheblich von der Emissionsentwicklung in den unmittelbar angrenzenden europäischen Nachbarländern beeinflusst werden dürfte. In Frankreich und Belgien ist die Ammoniakemission aber erst seit wenigen Jahren (geringfügig) rückläufig.
3. die Umwandlungsprozesse zwischen den verschiedenen N-Verbindungen sind nicht hinreichend quantifizierbar. Schwefelverbindungen haben vermutlich einen erheblichen Einfluss auf die Auswaschung und die tro-

ckene Deposition von Ammoniak und Ammoniumaerosolen.

Die im Vergleich zu den Stickstoffverbindungen weit stärker fortgeschrittene Emissionsminderung der Schwefelverbindungen kann unter Umständen zu einer Verstärkung des Ferntransports reduzierter Stickstoffverbindungen führen und damit in den quellfernen Gebieten, zu denen die Mehrzahl der rheinland-pfälzischen Waldgebiete gehören, die Wirksamkeit der Ammoniakemissionsminderung einschränken.

Wegen der unterschiedlichen Emissionsentwicklung von Schwefel- und Stickstoffverbindungen hat sich das Stickstoff/Schwefelverhältnis in der Deposition in Waldbeständen in Rheinland-Pfalz von durchschnittlich 0,6 zu Beginn der Messreihe 1984/85 auf 1,5 im Jahr 2004 erhöht. Im gleichen Zeitraum stieg der Anteil der reduzierten Stickstoffverbindungen im Verhältnis zu den oxidierten Stickstoffverbindungen an (mittleres $N-NH_y/N-NO_x$ -Verhältnis im Waldniederschlag: 1985: 0,6; 2004: 0,8).

Tab. 2: Trendkalkulationen NH_4 -N-Deposition* für den Zeitraum 01.11.1991 bis 31.10.2002. Die Zahlen geben das Signifikanzniveau an; „ab“ abwärtsgerichteter (abnehmender) Trend, „auf“ aufwärtsgerichteter (zunehmender) Trend; „n.s.“ Trend nicht signifikant (*bezogen auf die Monats bzw. Quartalsdepositionsraten)

Station	Zeitraum/Basis	Freiland	Kronendurchlass ungekalkt	Kronendurchlass gekalkt
Hermeskeil	1/92 – 4/02 Quartale	ab 5 %	n.s	
Neuhäusel-Bims	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	n.s	
Neuhäusel-Quarzit	1/92 – 4/02 Quartale		n.s	
Morbach	1/92 – 4/02 Quartale	ab 1 %	auf 10 %	
Idar-Oberstein	1/92 – 4/02 Monate	ab 1 %	auf 5 %	auf 5 %
Adenau	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	auf 5 %	
Kirchen	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	n.s	
Johanniskreuz	1/92 – 4/02 Quartale		n.s	
Schneifel	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	auf 1 %	
Montabaur	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	auf 5 %	
Kirchheim-Boland	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	n.s	
Schaidt Kiefer	1/92 – 4/02 Quartale	ab 1 %	n.s	
Schaidt Eiche	1/92 – 4/02 Quartale		n.s	
Merzalben	1/92 – 4/02 Monate	ab 5 %	n.s	n.s
Kisselbach	1/92 – 4/02 Monate	ab 1 %		
Laubach	1/92 – 4/02 Monate	n.s	n.s	

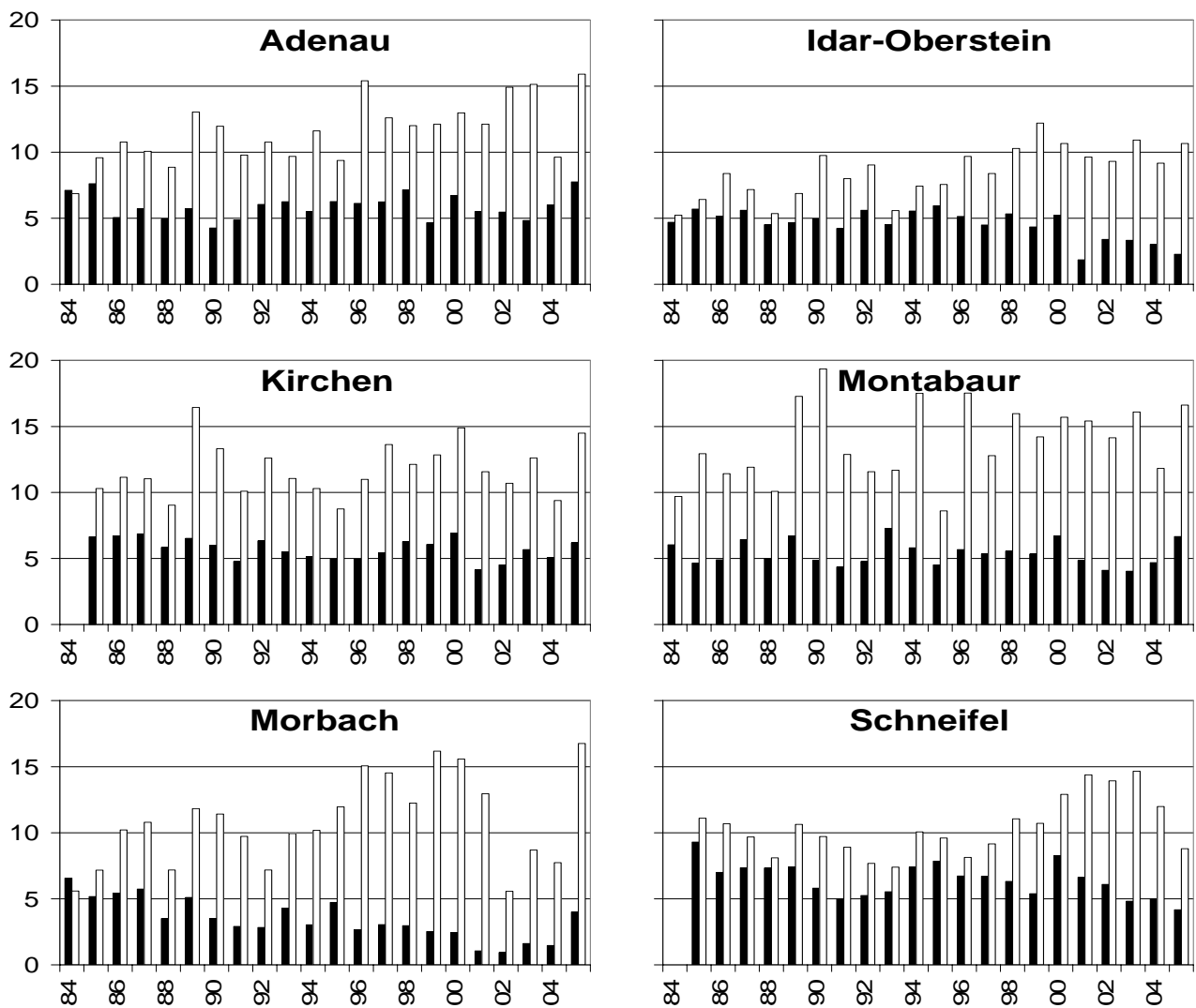


Abb. 15: Ammoniumstickstoffeinträge (kg/ha · Jahr) an Freilandmessstellen (schwarze Säulen) und Messstellen in Fichtenbeständen (weiße Säulen) an 6 Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen

4. Überschreitung ökosystemverträglicher Schwellenwerte (critical loads)

Die Bewertung der Wirkung von Luftschadstoffen auf Waldökosysteme erfolgt anhand von critical loads (vgl. BECKER et al. 2000a). Critical loads sind die quantitative Abschätzung der Deposition eines Schadstoffes, unterhalb derer nach bisherigem Wissen keine schädigenden Wirkungen an sensitiven Elementen der Ökosysteme nachweisbar sind. Die langfristigen Stoffeinträge sollen gerade noch so hoch sein dürfen, wie ihnen ökosysteminterne Prozesse gegenüberstehen, die den Eintrag puffern, speichern oder aufnehmen können bzw. in unbedenklicher Größe aus dem System austragen. Nur bei einer Einhaltung der critical loads ist langfristig eine nachhaltige Nutzung der Standortpotentiale und die Erhaltung der Fä-

higkeit der Waldökosysteme zur Selbstregulation ihrer Nährstoffkreisläufe gewährleistet. Bei der Komponente Stickstoff soll bei Einhaltung der critical loads vornehmlich eine zunehmende Eutrophierung des Ökosystems und eine nicht tolerierbare Nitratbelastung des Grund- und Quellwassers verhindert werden.

Critical loads-Kalkulationen erfolgen im Rahmen der Bund-/Länderzusammenarbeit im Forstlichen Umweltmonitoring durch die ÖKO-DATA-GmbH. In Rheinland-Pfalz liegen für 13 Dauerbeobachtungsflächen critical loads-Kalkulationen vor. Die noch verträglichen Eintragsraten für eutrophierenden Stickstoff bewegen sich an diesen Standorten zwischen 5,2 und 9,3 kg N je Hektar und Jahr. 59 bis 86

% des jeweiligen critical load-Betrages macht die Nitrataufnahme in die nicht umlaufende Biomasse der Waldbäume bzw. der entsprechende Entzug mit der Holzernte aus. Bei einem Nutzungsverzicht sinkt die critical load demzufolge beträchtlich.

Dem critical load wird die Gesamtdeposition an Stickstoff gegenübergestellt. Diese wird mit Hilfe eines Kronenraumbilanzmodells nach ULRICH (1994) bzw. DRAAIJERS et al. (1998) kalkuliert. Diese Kalkulation ist eine Minimalabschätzung der Stickstoffgesamtdeposition (GEHRMANN et al. 2001). Widerstands- oder Inferentialmodelle, welche die aus mikrometeorologischen und pflanzenphysiologischen Messungen bekannten depositionsbestimmenden Prozesse parametrisieren, kommen meist zu deutlich höheren Stickstoffgesamtdepositionen (SPRANGER 2000). So überstiegen beispielsweise in einem Kiefernbestand in der Weser-Ems-Region (Augustendorf) die mit mikrometeorologischen Messungen und anschließender Modellierung ermittelten N-Ein-

tragsraten die in der Kronentraufe gemessenen Einträge um nahezu das Doppelte (MEESENBURG et al. 2005). Diese Differenz wird auf die Nicht-Berücksichtigung einer Fraktion des partikulär gebundenen Stickstoffs (PON) und der NH₃-Deposition auf den Auflagehumus zurückgeführt.

Schon bei der Minimalabschätzung übertreffen die mit dem Kronenraumbilanzansatz kalkulierten Gesamtstickstoffdepositionen an allen Standorten in Rheinland-Pfalz die critical loads um das 2 bis 5-fache (Abb. 16). An der Mehrzahl der Standorte liegen bereits die NH₄-Depositionen alleine oberhalb der verträglichen Schwellenwerte. Dem zeitlichen Verlauf der Depositionsraten von Nitrat- und Ammoniumstickstoff entsprechend, sind in der Überschreitung der critical loads bislang keine Trends zu abnehmenden Überschreibungsbeträgen zu verzeichnen (Abb. 17).

Im Vergleich zu den bundesweiten Befunden an Level II-Standorten liegen die critical loads-

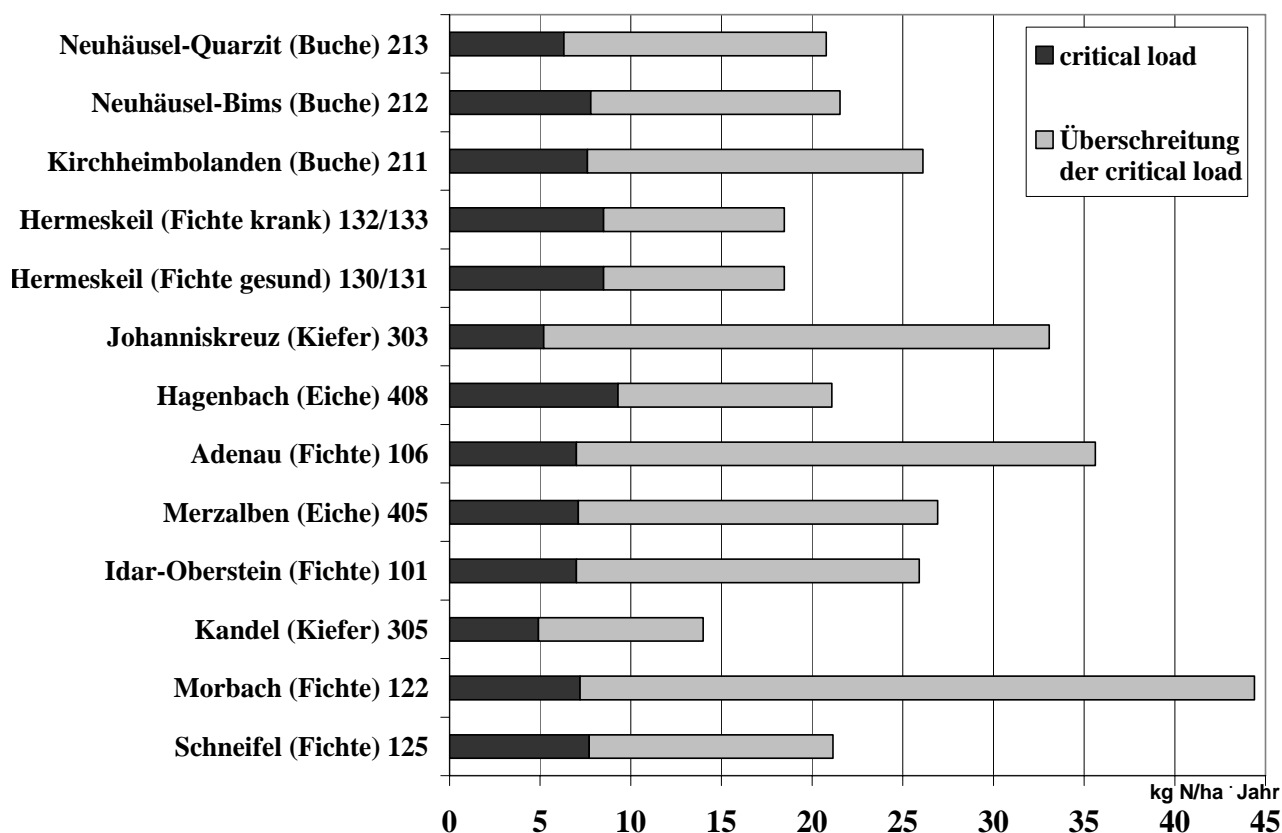


Abb. 16 Critical loads für eutrophierende Stickstoffeinträge* und Überschreitung der critical loads durch die aktuelle Gesamtstickstoffdeposition (Mittel des Zeitraumes 1992-2004)

*Kalkulation: Dr. R. Becker, Öko-Data GmbH

Idar-Oberstein 101

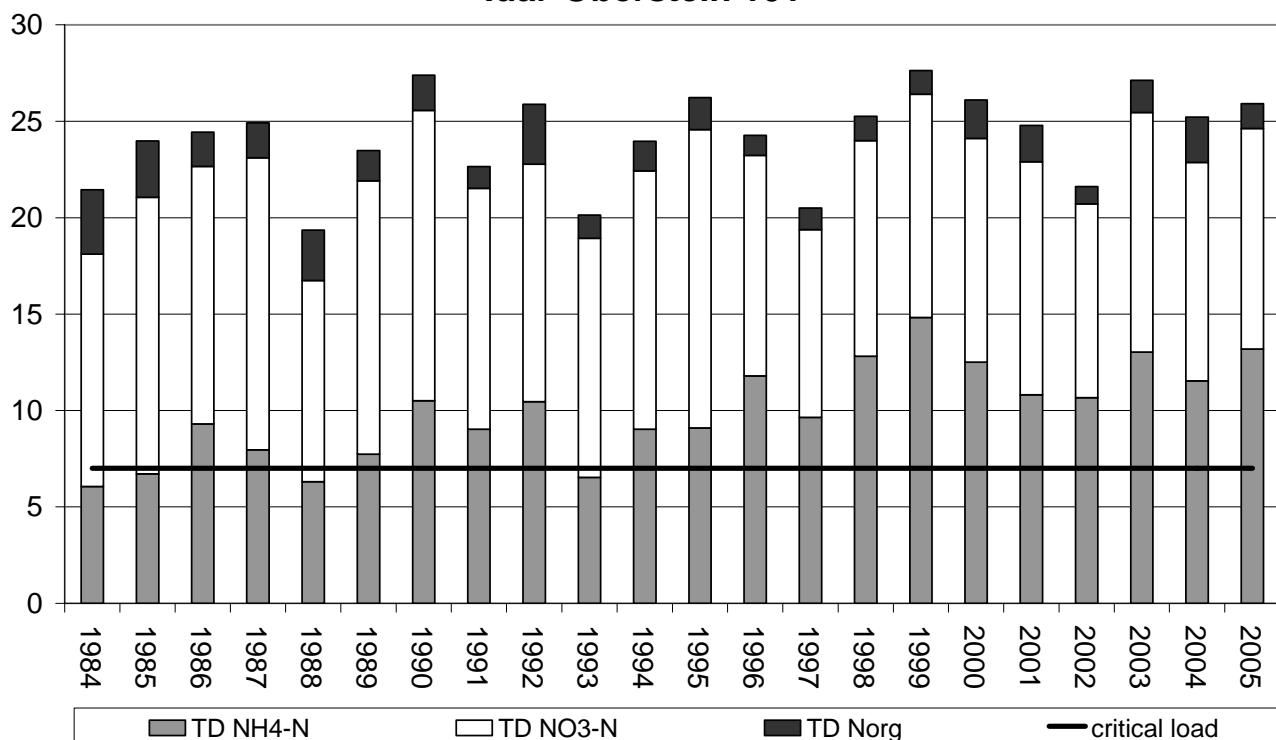


Abb. 17: Entwicklung der Überschreitung der critical load für eutrophierenden Stickstoff (durchgezogene Linie) durch den Gesamtstickstoffeintrag (TD, Säulen), aufgeteilt in den Eintrag an Ammoniumstickstoff (NH₄-N), Nitratstickstoff (NO₃-N) und organisch gebundenen Stickstoff (Norg)

Überschreitungen in Rheinland-Pfalz im mittleren Bereich (BECKER et al. 2000b). Die höchstbelasteten Standorte befinden sich in Gebieten, die von Ammoniakemissionen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung geprägt sind.

Auch die critical loads für Säureinträge werden an 12 der 13 rheinland-pfälzischen Untersuchungsstandorte überschritten. Stickstoffver-

bindungen nehmen einen beträchtlichen Anteil am Säureeintrag ein. Während der prozentuale Anteil der Schwefelverbindungen am Säureeintrag kontinuierlich gesunken ist, stieg der Anteil des Ammoniums an. An der Mehrzahl der Waldstandorte in Rheinland-Pfalz wird die Säurebelastung heute vom Eintrag an Stickstoffverbindungen bestimmt.

5. Wirkungen überhöhter Stickstoffeinträge in Waldökosystemen

Zu den Auswirkungen von übermäßigen Stickstoffeinträgen in Waldökosystemen gibt es eine Fülle von Untersuchungen. Ein Überblick über den gegenwärtigen Kenntnisstand kann unter anderem den Arbeiten von HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992, KÖLLING 1991, ORTLOFF und SCHLAEPFER 1995 und den Themenheften UBA 1995, WSL 1997 und LWF 2002 entnommen werden. Nachfolgend sind daher nur die wesentlichsten Aspekte kurz umrissen.

Überhöhte Einträge an reduzierten N-Ver-

bindungen führen in den Waldökosystemen sowohl zur Bodenversauerung als auch zur N-Eutrophierung und Stickstoffsättigung. Ammoniak wirkt nur bei der Umwandlung in Ammonium z.B. in den Wolkentropfenchen entsauernd. Das in den Boden eingetragene Ammonium trägt dort mit 1 bis 2 mol H⁺ je mol NH₄ zur Versauerung bei.

Der Anteil des NH₄-Eintrags an der Gesamtdosition potentieller Säure (Säurebegriff und Berechnungsmodalitäten vgl. GAUGER et al. 2000) ist kontinuierlich angestiegen. Dies zei-

gen sowohl die rheinland-pfälzischen Befunde (vgl. Kap.3) als auch die bundesweiten Berechnungen (GAUGER 2003). Ammoniak aus der Tierhaltung ist somit der wichtigste versauernde und eutrophierende Luftschadstoff.

Insgesamt sind aktuell zwei Drittel bis drei Viertel der Deposition potentieller Säure auf Stickstoffverbindungen (NH_y und NO_x) zurückzuführen; Mitte der 80er Jahre waren es noch deutlich weniger als die Hälfte.

Mit Ausnahme von Auenwäldern, bestimmten Edellaubholzwäldern und Erlenbrüchern ist die Biomasseproduktion in Waldökosystemen von Natur aus meist stickstofflimitiert. Daher führt ein zusätzlicher Stickstoffeintrag aus der atmosphärischen Stoffdeposition zumeist zu einer Wachstumssteigerung. Ein aktuell höheres Zuwachsniveau ist für viele Waldökosysteme in Europa belegt (u.a. KAHLE et al. 2002). Allerdings stellt der zusätzlich gespeicherte Stickstoff ein Versauerungspotential dar, wenn er mobilisiert und mit dem Sickerwasser aus dem Ökosystem ausgetragen wird. Auch wirkt die erhöhte N-Zufuhr nur dann wachstumsfördernd, solange nicht die Wasserverfügbarkeit oder die Verfügbarkeit anderer Bioelemente zum begrenzenden Faktor wird.

Im Zuge der Bodenversauerung gehen den Ökosystemen vor allem Mg-, Ca- und K-Ionen verloren. Bei einem durch den Stickstoffeintrag beschleunigten Wachstum stehen diese Kationen häufig nicht mehr in ausreichendem Maße zur Verfügung, so dass Ungleichgewichte in den Nährelementrelationen entstehen können (ungünstige N/Mg-, N/Ca-, N/K-Verhältnisse). Einen Hinweis auf diese Wirkungsweise geben auch die Daten der Ernährungsuntersuchungen an den rheinland-pfälzischen Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen (Daten in: www.fawf.wald-rlp.de unter Forschungsschwerpunkte- Forstl. Umweltmonitoring- Forschung an Dauerbeobachtungsflächen). An zwei Dritteln der 43 Beobachtungsareale sind die N/K-Verhältnisse in den Blättern/Nadeln in der Zeitreihe angestiegen. Die für Fichte und Kiefer vorgeschlagenen Grenzen für eine ausgewogene Ernährung (N/K Fichte: ≤ 3 ; Kiefer

$\leq 2,3$; WOLFF und RIEK 1997) werden inzwischen an drei Vierteln der Untersuchungsareale überschritten. Langjährige Anstiege der N/K-Verhältnisse beobachteten auch MEESENBURG et al. (2002) an Fichte im Solling und von WILPERT (2003) an Fichte im Schwarzwald.

Der Eintrag von reduzierten Stickstoffverbindungen wirkt sich auf den Stoffhaushalt des Ökosystems ungünstiger aus als der Eintrag oxidierter N-Verbindungen. Als Kation konkurriert das Ammonium in der Wurzelaufnahme mit Ca^{2+} , Mg^{2+} und insbesondere K^+ und beeinträchtigt in hohen Konzentrationen die Aufnahme dieser Basenkationen (kompetitive Inhibition). Hinzu kommt, dass vor allem Nadelbäume Ammonium gegenüber Nitrat als Quelle für anorganischen Stickstoff bevorzugen. Auch können die Bäume offenbar die NO_3 -Aufnahme, nicht aber die NH_4 -Aufnahme über die Wurzeln steuern (GESSLER und RENNENBERG 2003), was bei einem Überangebot an Ammonium erhebliche Störungen im Stoffhaushalt der Bäume bewirken kann. Dies dürfte auch ein wesentlicher Grund sein, dass die Stickstoffgehalte in den Vegetationsorganen mit der NH_4 -Deposition, nicht aber mit der NO_3 -Deposition korrelieren (EICHHORN et al. 2001). Die Ammoniumaufnahme ist mit einer Protonenproduktion in der Wurzelumgebung verbunden (Rizosphärenversauerung), während die Nitrataufnahme den entgegengesetzten Effekt zeigt.

Ein übermäßiges Stickstoffangebot führt zu vielfältigen physiologischen Reaktionen der Bäume. Hierbei sind insbesondere aufzuführen:

- Verengung des Verhältnisses von Wurzelbiomasse zu Sprossbiomasse (gegebenenfalls negative Folgen für die Baumernährung und die Wasserversorgung)
- Abnahme der Mykorrhizafrequenz, Veränderung des Pilzspektrums (gegebenenfalls negative Folgen für Baumernährung und Schutz vor Pathogenen)
- Abnahme der Frosthärte
- Veränderung des Gleichgewichts zwischen Wirtspflanzen und Pathogenen

- Inanspruchnahme des Kohlenstoff- und Energiehaushalts zur „Entgiftung“ des aufgenommenen NH_3/NH_4 .

Bei Veränderungen im Stickstoffhaushalt treten Verschiebungen in der Artenzusammensetzung sowohl in der Bodenvegetation als auch in der Bodenfauna auf. Im Extremfall, z.B. starker Ausbreitung von Sandrohr bzw. anderen Gräsern oder der Brennnessel, kann dies zu einer gravierenden Beeinträchtigung des Wasser- und Stoffhaushaltes der Waldbäume und zu einer Verhinderung der natürlichen Verjüngung führen.

Die aktuellen Eintragsraten übersteigen an allen Untersuchungsstandorten in Rheinland-Pfalz die critical loads. Hierdurch ist ein Stickstoffangebot über den biologischen Bedarf im Ökosystem hinaus zu erwarten (Stickstoffsättigung). Die Stickstoffeinträge werden nur teilweise im Ökosystem assimiliert. Der übrige Teil wird bypassartig ohne Kontakt zu den Stickstoffvorräten in Bestand und Boden mit dem Sickerwasser wieder ausgetragen (KÖLLING und NEUSTIFTER 1997). Bei zunehmender Stickstoffsättigung steigt die Gefahr einer Nitratbelastung des Grund- und Quellwassers. Mit Isotopenuntersuchungen wurde belegt, dass ein Teil des Nitrats in Waldquellen unmittelbar aus dem Eintrag stammt (DURKA 1994). Unter bestimmten Bedingungen, z. B. bei Wassersättigung, ist bei zunehmender Stickstoffsättigung auch ein Anstieg der Emission des Treibhausgases Distickstoffoxid (N_2O) zu erwarten (SCHULTE-BISPING et al. 2003).

An 19 Waldarealen werden in Rheinland-Pfalz Stickstoffkonzentrationen (NH_4^+ , NO_3^- , N_{org}) im Bodenwasser gemessen. Die durchschnittlichen Konzentrationen (Mittel des Zeitraumes 1992-2003) an der Untergrenze des Hauptwurzelsraums (60 – 115 cm Bodentiefe) variieren an diesen Messorten zwischen 0,03 – 0,14 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$, 0,07 – 9,07 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ und 0,09 – 1,36 mg $\text{N}_{\text{org/l}}$. GENSIOR et al. (2003) erachten Nitratkonzentrationen von mehr als 2 mg NO_3 (0,45 mg $\text{NO}_3\text{-N}$) als qualitatives Kriterium für

eine mehr oder weniger ausgeprägte Stickstoffsättigung. Demgegenüber geben MELLERT und KÖLLING (2006) 5 mg NO_3 (1,1 mg $\text{NO}_3\text{-N}$) als Unbedenklichkeitsschwelle und 10 mg NO_3 (2,3 mg $\text{NO}_3\text{-N}$) als wasserwirtschaftlich relevanten Schwellenwert an. Dreiviertel der Messorte überschreiten mit ihren mittleren NO_3 -Konzentrationen 2 mg/l, 60 % 5 mg/l und 20 % 10 mg/l (Tab. 3).

Für 5 rheinland-pfälzische Standorte liegen über ein Richardsmodell berechnete Wasser- und Stoffflüsse im Boden vor (Abb. 18).

Im Mittel der Periode 1992 bis 2003 variieren die Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser zwischen 0,4 und 13,8 kg N je Hektar und Jahr. An 3 Standorten wird die „Unbedenklichkeitsschwelle“ von max. 4 kg N/ (ha • Jahr) (NAGEL und GREGOR 1999) überschritten.

Diese Daten spiegeln die Situation inmitten größerer Waldareale wider. Deutlich höhere Nitratkonzentrationen im Bodenwasser sind in Waldrandlagen vor allem benachbart zu landwirtschaftlichen Nutzflächen zu erwarten (SPANGENBERG et al. 2002, SPANGENBERG und KÖLLING 2003, GENSIOR et al. 2003, MELLERT et al. 2005b). Waldrandbereiche bis 100 m nehmen in Bayern ca. 40 %, in den Niederlanden 50 % der Waldfläche ein (SPANGENBERG et al. 2002). Wenngleich Rheinland-Pfalz viele große zusammenhängende Waldgebiete besitzt, dürfte auch hier der Waldrandanteil mehr als 30 % der Waldfläche ausmachen. Neben diesen Waldrandlagen sind vergleichsweise hohe Nitratausträge in Arealen mit Sturmwurf oder Borkenkäferschäden zu erwarten (KÖLLING 1991, HUBER 2003).

Da an vielen rheinland-pfälzischen Waldstandorten die critical loads für eutrophierenden Stickstoff beim gegenwärtigen Eintragsniveau nicht eingehalten werden und bislang kein merklicher Rückgang in der Stickstoffdeposition zu verzeichnen ist, muss mit einer Zunahme der Stickstoffsättigung und des Anteils stickstoffgesättigter Standorte gerechnet werden.

Auch Auswertungen an bundesweiten Datensätzen durch BORKEN und MATZNER (2004)

Tab. 3: Nitrat-N-Konzentrationen im Sickerwasser an der Untergrenze des Hauptwurzelraumes (60-115 cm Bodentiefe); Spanne und arithmetisches Mittel der Analysebefunde an Monats- bzw. Quartalsmischproben über den Zeitraum 1992-2003

Messort/Baumart	Nitratkonzentration (mg NO ₃ -N/l)		
	min	mittel	max
Adenau / Fichte	0,01	1,77	8,90
Idar-Oberstein ungekalkt /Fichte	0,01	0,30	2,60
Idar-Oberstein gekalkt /Fichte	0,01	1,27	7,45
Laubach / Fichte	0,01	3,96	26,4
Morbach / Fichte	0,01	1,55	6,50
Schneifel / Fichte	0,60	3,05	10,30
Schneifel / Buche	0,01	0,33	4,50
Hermeskeil / Fichte gesund	0,10	1,21	5,90
Hermeskeil / Fichte geschädigt	0,01	2,09	10,60
Wallmerod / Fichte	0,21	9,07	44,30
Waldmohr / Buche	0,01	0,40	14,40
Kirchheimbolanden / Buche stammnah	0,05	2,17	13,10
Kirchheimbolanden / Buche stammfern	0,01	1,82	13,70
Neuhäusel Bims / Buche stammfern	0,01	3,41	9,70
Neuhäusel Quarzit / Buche stammfern	0,01	0,62	5,00
Johanniskreuz / Kiefer	0,01	0,08	2,00
Kandel / Kiefer	0,01	0,77	6,80
Hagenbach / Eiche	0,01	0,07	2,30
Merzalben / Eiche ungekalkt	0,01	1,60	12,70
Merzalben / Eiche gekalkt	0,01	1,11	10,10

lassen bei gleichbleibender N-Deposition eine Zunahme der Nitratauswaschung in deutschen Wäldern erwarten.

Im Widerspruch zur Annahme einer Zunahme der Nitratausträge mit dem Sickerwasser nehmen allerdings an 4 von 15 rheinland-pfälzischen Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser in der Zeitreihe trotz unverändert hoher N-Eintragsraten merklich ab.

Ähnliche Rückgänge der Nitratkonzentrationen wurden auch von WRIGHT et al. (2001) im Harz und von ARMBRUSTER et al. (2003) im Osterzgebirge beobachtet.

Die Ursache für diese Konzentrationsrückgänge ist bislang nicht geklärt. ARMBRUSTER et al. (2003) vermuten einen Einfluss der stark zurückgegangenen S- und Säuredeposition, der zu einer erhöhten Vitalität von Bestand und Bo-

denmikroorganismen und dadurch möglicherweise zu einer verstärkten N-Retention geführt haben könnte.

Als Ursache käme auch eine Akkumulation von organischer Substanz im Auflagehumus in Betracht, wie sie von MEIWES et al. 2002 im Solling beobachtet wurde. Eine der von den Autoren dargelegten Ursachenhypothesen führt die Akkumulation auf eine Zersetzungshemmung durch überhöhte Stickstoffgehalte in der Streu zurück. Letztendlich könnte es sich auch um eine mehrjährige Abwärtsphase in einer langzeitigen Fluktuation handeln. So wechselten sich in der Zeitreihe des Sollingprojekts langjährige Phasen mit abfallenden und mit ansteigenden Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung ab (MEESENBURG et al. 2002).

Wegen noch beträchtlicher Kenntnislücken ist eine vollständige Bilanzierung des Stickstoff-

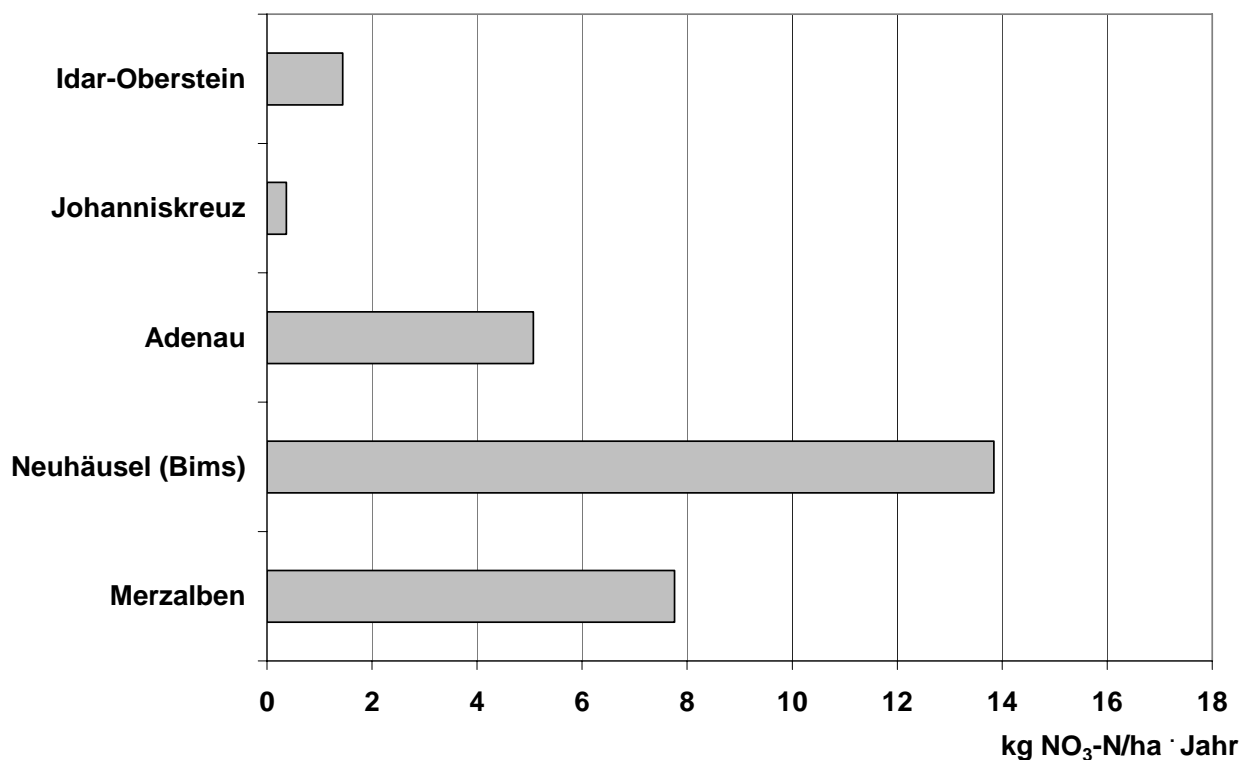


Abb. 18: Nitratstickstoffausträge mit dem Sickerwasser unterhalb des Hauptwurzelaumes an 5 Bilanzierungsstandorten im Mittel des Zeitraumes 1.11.1991 bis 31.10.2003

haushaltes der Waldökosysteme noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Auf Schwierigkeiten bei der Ermittlung der Gesamtdosition (vermutlich deutliche Unterschätzung) wurde bereits in Kapitel 4 hingewiesen. Die Stickstoff-Nettoaufnahme in den Baumbestand ist im Rahmen der critical loads-Berechnungen mit PROFILE nur geschätzt. Unbekannt, da bislang in Monitoringprogrammen nicht sinnvoll messbar, sind die gasförmigen N-Verluste. Aus Waldböden emittieren können die N-Spezies N₂O, NO und N₂ (BRUMME et al. 1999). Der N₂O-Austrag dürfte in den gut belüfteten Böden der 5 rheinland-pfälzischen Bilanzierungsstandorte deutlich unter einem Kilogramm N je Jahr und Hektar liegen (BRUMME, mündliche Mitteilung). Die N₂-Emissionen sind hier vermutlich vernachlässigbar. Schwer abschätzbar ist jedoch die NO-Emission aus dem Boden, die vor allem in den Sommermonaten relevant sein kann und dann zur Ozonbelastung beiträgt. MEESENBURG et al. (2003) schätzen für einen hoch N-belasteten Kiefernbestand in der Weser-Ems-Region die gasförmigen N-Austräge auf 0 bis 10 kg N/ha · Jahr. WELLBROCK und SCHIMMING (2005)

gaben für einen Buchenwald 30 km südlich von Kiel eine Denitrifikationsrate von 2 kg N/ha · Jahr an.

Die Stickstoffbilanzen der Standorte Neuhäusel und Merzalben sind geringfügig, die der Standorte Idar-Oberstein, Adenau und Johanniskreuz deutlich positiv (Tab. 4). Am Standort Neuhäusel ist der Nitrataustrag mit dem Sickerwasser in allen Messjahren vergleichsweise hoch, da offenbar in dem äußerst lockeren Boden über den biologischen Bedarf hinaus freigesetztes Nitrat sofort in die Tiefe verfrachtet wird. Am Standort Merzalben wurde nach sehr geringen Nitratfrachten mit dem Sickerwasser bis 1996 in den Jahren 1997 bis 1999 offenbar in Zusammenhang mit einer drastischen Zunahme der Kronenverlichtung ein durchbruchartiger Nitrataustrag mit Raten von bis zu 43 kg N/ha im Jahr 1999 festgestellt. Seither ist die Nitratauswaschung wieder deutlich gesunken. Die für die Nadelwaldstandorte ermittelten Speicherraten von ca. 20 kg N je Hektar und Jahr erscheinen plausibel und stimmen in der Größenordnung mit den Befunden anderer Untersuchungen überein (MEESENBURG et al. 2003, MEIWES et al. 2002).

Tab. 4: Abschätzung der Stickstoffbilanzen an 5 Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen für den Zeitraum 1.11.1991 bis 31.10.2003 (in kg N/ha · Jahr)

		Neuhäusel Bims (Buche)	Merzalben (Eiche)	Idar-Oberstein (Fichte)	Adenau (Fichte)	Johanniskreuz (Kiefer)
1	Gesamtdeposition	21,2	21,1	24,5	33,2	27,4
2	Netto-Aufnahme in den Baumbestand	5,7	5,0	4,1	4,7	3,1
3	Sickerwasseraustrag	13,8	7,8	1,4	5,1	0,4
4	gasförmige Austräge	<1-5 ?	<1-5 ?	<1-5 ?	<1-5 ?	<1-5 ?
5	Bilanz (ohne 4)	+ 1,7	+ 8,3	+ 19,0	+ 23,4	+ 23,9
6	Vorrat in Humus und Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe	15.697	6.141	7.717	7.560	4.629

6. Vorschläge zur Reduktion der Waldökosystembelastung durch Stickstoff

Die vorstehenden Ausführungen belegen eine deutlich über der Ökosystemverträglichkeit liegende und bislang nicht wesentlich reduzierte Belastung der rheinland-pfälzischen Waldökosysteme durch atmogene Stickstoffeinträge vornehmlich durch Emissionen aus Landwirtschaft und Straßenverkehr. Die Auswirkungen sind in unseren Wäldern bereits gegenwärtig vor allem in Form von Nährstoffungleichgewichten und Nitratausträgen mit dem Sickerwasser spürbar und werden aller Voraussicht nach zunehmen.

Um die Waldökosysteme und die Umwelt (Grundwasser, Klima) vor dieser existenziellen Bedrohung zu schützen, müssen zum einen durchgreifende Maßnahmen zur weiteren Reduktion der Emission reduzierter und oxidierter Stickstoffverbindungen erfolgen und zum anderen muss die waldbauliche Behandlung diese Situationsänderung berücksichtigen.

Zwischen der Höhe des Stickstoffeintrags und dem Nitrataustrag mit dem Sickerwasser bestehen signifikante Zusammenhänge (BORKEN und MATZNER 2004).

Eine Verringerung der Stickstoffeinträge wird sich nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand sehr rasch positiv auf den Stoffhaushalt der Waldökosysteme auswirken. So wurde in Dachexperimenten nach einer Reduktion des Stickstoffeintrags ein schlagartiger Rückgang

der Nitratkonzentration im Bodensickerwasser gefunden (ALEWELL et al. 1997, BREDEMEIER et al. 1999, ROTHE 1994). Nach BORKEN (2005) stellen Einträge mit der Kronentraufe von <13kg N/ha · Jahr keine Gefahr für Nitratauswaschung mehr dar.

6.1 Minderung der Stickoxidemissionen

Das nationale Programm zur Einhaltung von Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe nach der Richtlinie 2001/81/EG (NEC/RL) (DÖHLER et al. 2002) enthält eine Emissionsprognose, in der die gegenwärtig in Deutschland geltenden Rechtsvorschriften einschließlich ihrer Auswirkungen auf die Emissionen bis zum Jahr 2010 Berücksichtigung finden (Referenzprognose). Danach ergibt sich für das Jahr 2010 eine NO_x-Emission von 1126 kt. Um die Emissionshöchstgrenze der NEC-Richtlinie (1051 kt) einzuhalten, sind zusätzliche Maßnahmen erforderlich. Benannt werden insbesondere:

- Weitere NO_x-Minderung bei schweren Nutzfahrzeugen, PKW mit Dieselmotor sowie leichten Nutzfahrzeugen durch Anpassung der entsprechenden EG-Richtlinien
- Weitere Emissionsminderung bei Verbrennungsmotoren in mobilen Maschinen und Geräten durch Anpassung der entsprechenden EG-Richtlinie

- Verschärfung der Emissionsbegrenzungen bei Industrie- und Großfeuerungsanlagen infolge der Fortentwicklung des Standes der Technik.

Selbst bei Erreichung der in der EU-NEC-Richtlinie vorgesehenen nationalen Emissionshöchstgrenzen wird die Minderung nicht ausreichen, den Stickstoffeintrag in den rheinland-pfälzischen Waldökosystemen unter die critical loads zu senken und damit die Waldökosysteme vor weiterer Versauerung und Eutrophierung zu schützen. Auch die WORKING GROUP ON EFFECTS OF THE CONVENTION ON LONG-RANGE TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION (WGE) (1999) und SCHÄRER (2004) kommen bei der Kalkulation der Entwicklung des europaweiten Ökosystemflächenanteils, an dem die critical loads überschritten werden, zu dem Schluss, dass die Wirkung der bis zum Jahr 2010, vorgesehenen Emissionsminderung nicht wesentlich sein wird.

Für Rheinland-Pfalz belegt der aktuelle „Energiebericht“ (MWVLW 2004) einen deutlichen Rückgang der NO_x-Emission seit 1991. Allerdings wächst der Kfz-Bestand auch weiterhin rasch an. Hierdurch und in Folge des erhöhten Dieselkraftstoffanteils ist die NO_x-Emission im Land im letzten Berichtszeitraum (1998 bis 2000) wieder um mehr als 5 % angestiegen.

Die aktuelle Situation und die Prognose der voraussichtlichen Entwicklung erfordern über die bisherigen Planungen hinausgehende Maßnahmen zur Reduzierung der Stickoxidemissionen. Im Energiebericht Rheinland-Pfalz werden für den hier besonders relevanten Verkehrsbereich benannt:

- Stärkung des Schienenverkehrs und des öffentlichen Personennahverkehrs
- Verbesserung des Verkehrsflusses
- Technische Maßnahmen zur Verbesserung des Wirkungsgrades und zur Reduzierung der NO_x-Emissionen von Motoren
- Verstärkte Einführung alternativer Antriebssysteme wie des Hybrid-Antriebs und von Brennstoffzellen-Fahrzeugen.

Im Hinblick auf eine NO_x-Emissionsminderung wirksam sind daneben Maßnahmen zur Energieeinsparung und die verstärkte Nutzung alternativer Energieträger (Windkraft, Wasserkraft, Photovoltaik, Erdwärme, Wasserstoff- und Brennstoffzellentechnik).

Allerdings kommt der Energiebericht zu dem Schluss, dass noch nicht abzusehen sei, wie sich der weiter steigende Straßenverkehr einerseits und neue Abgasreinigungs- und Motortechnologien in der Summe auswirken werden.

6.2 Minderung der Ammoniakemission

Die Relevanz der im Wesentlichen aus landwirtschaftlichen Quellen stammenden reduzierten Stickstoffverbindungen in der Wald- und Umweltbelastung ist kontinuierlich angestiegen (vgl. Kap. 3). Diese Entwicklung wird sich fortsetzen, da die in der NEC-Richtlinie bis 2010 vorgesehenen Emissionsziele für Ammoniak gegenüber der aktuellen Emissionsrate (2003) weit geringere Minderungen vorsehen als bei den Stickoxiden und bei Schwefeldioxid (NH₃: -8%; NO_x: -26%; SO₂: -16%).

Da zudem reduzierter Stickstoff in den Ökosystemen ein größeres Schadpotential hat als oxidiertes Stickstoff, sind weitere Maßnahmen zur Ammoniakemissionsminderung von noch größerer Bedeutung als die Minderung der Stickoxidemission. Auch BIEBER (2004) kommt bei der Bewertung der Befunde des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) zu dem Schluss, dass Ammoniak/Ammonium aus der Landwirtschaft in Deutschland und in weiten Teilen Europas der wichtigste versauernde und eutrophierende Luftschadstoff sei.

Nach der Referenzprognose des UMWELTBUNDESAMTES (DÖHLER et al. 2002) werden die Emissionshöchstgrenzen der NEC-Richtlinie im Jahr 2010 um 35 kt NH₃ verfehlt. Als Maßnahmen zur Zielerreichung werden vorgeschlagen:

- Reform der gemeinsamen Agrarpolitik (stärkere Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Ammoniakemission; Senkung des produktionsbegrenzenden Besatzdichtefaktors bei der Sonderprämie; Entkopplung

der Tierprämie von der Produktion und verstärkte Grünlandförderung).

Förderung des ökologischen Landbaus

- Empfehlungen der guten fachlichen Praxis (emissionsmindernde Maßnahmen bei Betriebsabläufen).
- Erarbeitung von BVT (beste verfügbare Technik) für kleinere Betriebe (emissionsarme Produktionsverfahren).
- Fördermaßnahmen zur Verringerung der Viehdichten und der NH_3 -Emissionen (Förderung der extensiven Grünlandnutzung und einer mehrjährigen Stilllegung; höhere Beihilfen zur Förderung des ökologischen Landbaus; Begrenzung der einzelbetrieblichen Investitionsförderung auf zwei Großvieheinheiten je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche bzw. eine ausgeglichene Nährstoffbilanz; Förderung einer extensiven Grünlandnutzung mit maximal 1,4 GV/ha LF; Begrenzung der Förderung ökologischer Anbauverfahren auf Düngemenge von 170 kg N/ (ha • Jahr); Förderung der Verringerung des Tierbesatzes in Regionen mit hoher Viehdichte; Investitionszuschüsse für die Abdeckung von Güllelagern und die Anschaffung von Maschinen zur bodennahen Flüssigausbringung).
- Anpassung des Baurechts zur Beschränkung der flächenunabhängigen Tierhaltung (Genehmigungspflicht für neue Betriebe)
- Anpassung der Düngeverordnung (Formulierung von Vorschriften zur guten fachlichen Praxis bei der Ausbringung von Harnstoffdüngern; Konkretisierung der Anforderung an den Stand der Technik bei der Gülleausbringung; Verpflichtung zur Verwendung emissionsarmer Verfahren bei der Gülleausbringung; unverzügliche Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern in den Boden; Verknüpfung von Beihilfezahlungen an die Überwachung der Regeln)
- Anpassung des Emissionsschutzrechtes (Ausdehnung der Genehmigungspflicht; Berücksichtigung des Stickstoffeintrags bei der Prüfung der Vorbelastung und Anpassung des Standes der Technik im Rahmen der TA Luft).

Ein diese Punkte umfassendes Programm zur „Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft“ wurde von der Bundesregierung im Jahr 2003 verabschiedet (BMVEL 2003).

Da aber auch eine Einhaltung der NEC-Emissionshöchstgrenzen nicht ausreichen wird, unsere Waldökosysteme vor weiterer Eutrophierung zu schützen, müssen unbedingt weitere Maßnahmen getroffen werden. Nach Angaben des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (BAYLFU 2004) müssten die Emissionen in etwa halbiert werden, um die Einträge versauernder und eutrophierender Stoffe unter die critical loads zu senken. Das größte Einsparpotential liege hier bei der Landwirtschaft als Hauptemittent.

Um die critical load von maximal 10 kg N (davon 50 % NO_y , 50 % NH_x) einzuhalten, fordern ISERMANN und ISERMANN (2002a,b) eine Reduzierung der NH_3 -N-Emission auf 160 kt je Jahr (Ist 2001: 500 kt). Dies ist ihres Erachtens nur durch eine drastische Reduzierung des Tierbestandes von 14,3 Mio. Großvieheinheiten (GV) im Jahr 2000 auf 8,2 Mio. GV bis zum Jahr 2010 und einer entsprechenden Halbierung des Konsums von tierischen Erzeugnissen zu erreichen. Auch SCHWEIGERT und VAN DER PLOEG (2002) sehen nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft und Technik nur in einer erheblichen Kürzung der Tierproduktion eine nachhaltige Lösung des Problems der landwirtschaftlichen N-Überschüsse in Deutschland. JANBEN (2003) erachtet in einer Veränderung der Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerung und der damit verbundenen reduzierten Nachfrage den entscheidenden Ansatzpunkt zur Verringerung der tierischen Produktion und des N-Bilanzüberschusses. Die freierwerdenden Flächen aus der Futterpflanzenproduktion sollten seines Erachtens der erhöhten pflanzlichen Nahrungsmittel-, der Rohstoff- und der Energiepflanzenproduktion zugeführt werden.

Gegenwärtig wird in der Bundesrepublik mit 63 g je Person und Tag an tierischem Protein etwa das 2,5 fache dessen verzehrt, was nach

dem ernährungsphysiologischen Bedarf notwendig wäre (SCHWEIGERT und VAN DER PLOEG 2002). Dies führt verbreitet zu Übergewicht mit hohen Gesundheitskosten.

Unbedingt notwendig wäre ein Bewusstseinswandel in der Gesellschaft, der zu einer reduzierten Nachfrage an tierischen Produkten führt. Dieser Aspekt wird auch im Programm der Bundesregierung zur Senkung der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft (BMVEL 2003) aufgegriffen. Dort ist aufgeführt, dass „im Rahmen einer ausgewogenen und gesundheitsbewussten Ernährung für viele Verbraucherinnen und Verbraucher eine Verringerung des Konsums tierischer Lebensmittel empfehlenswert und ein Beitrag zur Senkung der Ammoniakemission“ sei. Unter diesem Gesichtspunkt muss sehr kritisch hinterfragt werden, dass die Centrale Marketing-Gesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft mbH (CMA) mit Unterstützung der öffentlichen Hand für den Verbrauch tierischer Produkte (Schweinefleisch, Milch etc.) wirbt.

Ein sehr großer Teil der in die rheinland-pfälzischen Waldökosysteme eingetragenen Stickstoffverbindungen dürfte aus den benachbarten Bundesländern und den europäischen Nachbarländern stammen. Daher sollte sich Rheinland-Pfalz in besonderem Maße für weitergehende Regelungen auf der Bundes- und EU-Ebene zur weiteren deutlichen Reduzierung der Ammoniakemission einsetzen. Die EU-NEC-Richtlinie sieht in den Nachbarländern NH_3 -Emissionshöchstmengen für das Jahr 2010 vor, die gegenüber dem Ist im Jahr 2002 (Quelle: www.emep.int) lediglich eine Reduktion von 6 % in den Niederlanden, 11 % in Belgien und sogar eine unveränderte Emission in Frankreich ergeben.

Dies lässt keine spürbare Entlastung der Stickstoffbefrachtung der rheinland-pfälzischen Wälder erwarten.

Neben bundes- und europapolitischen Initiativen müssen auch in Rheinland-Pfalz alle erdenklichen Anstrengungen unternommen werden, um die NH_3 -Emissionen im Land weiter zu reduzieren. Ein im Vergleich zum Bundesdurchschnitt niedriger durchschnittlicher Vieh-

besatz in Rheinland-Pfalz ist bei der äußerst heterogenen Verteilung der Tierbestände und dem naturraumbedingten hohen Anteil an nahezu viehhaltungsfreien Räumen kein gutes Argument gegen besondere Aktivitäten zur Verringerung der Ammoniakemission in Rheinland-Pfalz.

Besonders zielführend erscheint die Schaffung eines Landes-Aktionsprogramms, das auf eine anspruchsvolle, das heißt deutlich unter den Minderungszielen der NEC-Richtlinie liegende, Zielvorgabe für eine prozentuale NH_3 -Emissionsminderung ausgerichtet ist. In einem solchen Programm lassen sich Maßnahmen bündeln, sowie Ziele und Zielerreichung quantifizieren. Ein Schwerpunkt des Programms sollte die Reduktion der Ammoniakemission in den Viehhaltungszentren des Landes sein.

In Betracht zu ziehen wäre auch eine stärkere Ausrichtung und gegebenenfalls Ergänzung des Förderprogramms umweltschonende Landwirtschaftung (FUL) im Hinblick auf eine stärkere NH_3 -Emissionsminderung.

6.3 Wirkungen einer verstärkten Produktion von Biogas auf die Ammoniakemission

Das Klimaschutzprogramm der Bundesregierung geht von einer Steigerung der Biogasproduktion auf Güllebasis von derzeit unter 5 % auf 14 % des Aufkommens von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft aus (zitiert in OSTERBURG 2002). Das Potential der landwirtschaftlichen und kommunalen Biogaserzeugung wird auf etwa 17,5 Milliarden m^3 geschätzt (INSTITUT FÜR ANGEWANDTE UMWELTFORSCHUNG 2006). Zur besseren Ausschöpfung der Vergärungspotentiale wird Gülle zusammen mit Kosubstraten vergoren (Rest- und Abfallstoffe aus dem Lebensmittelbereich, Bioabfall, Grünschnitt etc.). Hierbei werden zunehmend speziell zur Biogasproduktion angebaute, nachwachsende Rohstoffe (z.B. Silomais) Bedeutung erlangen (OSTERBURG 2002).

Der Ausbau der Biogasnutzung birgt im Hinblick auf die Ammoniakemission Chancen und Risiken. Durch den Anbau von Biomasse lie-

fernden Kulturen auf Stilllegungsflächen kann die NH_3 -Emission reduziert werden. Zudem ist das Gärsubstrat nach der Ausgärung flüssiger als Rohgülle und sickert leichter in den Boden, wodurch Ammoniakemissionen um bis zu 30 % vermindert werden (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 2003, WULF et al. 2002a). Andererseits entstehen bei der Vergärung aus dem Stickstoff der Gülle und insbesondere auch aus dem der Kosubstrate leicht verflüchtigendes TAN (total ammoniacal nitrogen-ammonifizierbarer Stickstoff), also stärker emissionsgefährdete N-Mengen (WULF et al. 2002a). Dies kann zu einer erheblichen Erhöhung der Ammoniakemissionen beitragen. Zudem steigt in der Biogasanlage der pH-Wert des Gärsubstrates, was zu einer höheren Emission von Ammoniak bei späterem Luftkontakt führen kann. Auch fehlt bei vergorener Gülle die Schwimmdecke. Bei Lagerung und Ausbringung der Biogasgülle ist daher eine besondere Sorgfalt geboten. WULF et al. (2002b) empfehlen eine Lagerung der fermentierten Gülle in gasdicht verschlossenen Behältern und einer Ausbringung auf Grasland mit Schlepptschuhen, auf Ackerland mit Schleppschläuchen mit einer sofortigen flachen Einarbeitung. In Experimenten konnte auch durch eine Absenkung des pH-Wertes in der fermentierten Gülle durch Zugabe von verschiedenen Zuckern eine deutliche Reduktion der NH_3 -Emission erzielt werden (CLEMENS et al. 2002).

Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit erfordert eine weitgehend verlustfreie Rückführung der organischen Substanz und der Nährstoffe in den tierischen Exkrementen und pflanzlichen Reststoffen zurück in den Boden. Die Nachlieferung organischer Substanz in die Böden muss

in Zukunft sogar noch steigen, um bei höheren Temperaturen und rascherer Mineralisierung die Humusgehalte in den Böden stabil halten zu können (ENQUETE-KOMMISSION 1994, Kap. 4.2.4.3). Eine Vergasung von Gülle in Biogasreaktoren kommt daher nur solange in Betracht, als die erforderliche Bindung der Tierhaltung an die Fläche nicht konsequent umgesetzt ist. Nach Darstellungen der UMK/AMK-AG (1996) besteht der Vorteil des Verfahrens darin, dass durch die erhöhte Pflanzenverfügbarkeit der Biogasgülle mineralische Stickstoff-Düngemittel eingespart werden können. Dem stehen allerdings Nachteile durch eine Erhöhung des Ammoniakemissionspotentials gegenüber.

ISERMANN (1988) erachtet die Biogasgülle als das ökonomisch und ökologisch ungünstigste N-Entsorgungssystem. Er warnt vor der Gülleaufbereitung, da diese nicht nur kostenintensiv und hygienisch bedenklich (Kupfer und Organika) sei, sondern auch die Flächenbindung der Tierhaltung hemme und den Weg für eine industrielle Tierhaltung bereite.

Demgegenüber erachten CLEMENS und AHLGRIM (2001) nach einer optimierten Fütterungsstrategie als Präventivmaßnahme die anaerobe Vergärung der Gülle als den effektivsten Weg zur Reduzierung der Emission klimarelevanter Gase einschließlich NH_3 aus der Tierhaltung.

Nach Angaben von OSTERBURG (2002) lassen sich die positiven und negativen Wirkungen der Biogasnutzung auf die Ammoniakemission gegenwärtig nicht zu einer eindeutigen Gesamtwirkung zusammenfassen.

7. Waldbauliche Behandlung stickstoffbelasteter Waldökosysteme

Die einzig langfristig wirksame Maßnahme zum Schutz der Waldökosysteme und des Grund- und Quellwassers vor Stickstoffeutrophierung und Versauerung ist eine Reduzierung der N-Einträge durch eine entsprechende Emissionsminderung. Mit waldbaulichen Maßnahmen lässt sich die Stickstoffsättigung nicht aufhalten. Allerdings kann über die Baumartenwahl und die waldbauliche Behandlung die Fähigkeit der Waldökosysteme, Stickstoff aufzunehmen und im System zu halten, beeinflusst werden. Hierdurch lassen sich die negativen Effekte herauszögern und mildern.

Die Baumart hat offenbar einen großen Einfluss auf das Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald. MELLERT et al. (2005a) leiten aus den Befunden einer bayernweiten Nitratstudie auf dem Level I Raster für Fichte deutlich höhere Risiken ab als für Laubholz und Kiefer. Hohe Nitratauswaschungen werden vor allem in älteren Nadelholzbeständen festgestellt (HORVATH et al. 2005, ROTHE et al. 1999, MELLERT et al. 2005b). In Mischwäldern steigt die Speicherung offenbar proportional zum Laubbaumanteil (ROTHE et al. 1998). Eine Reihe von Untersuchungen belegt, dass Laubwälder mehr Stickstoff speichern als Nadelwälder (ROTHE et al. 1998, 1999, KREUTZER et al. 1986). Zudem ist der Stickstoff in Laubwäldern meist in stabilerem Mineralbodenhumus, in Nadelwäldern dagegen im labileren Auflagehumus festgelegt. Bei einer Umwandlung von Laubwäldern in Nadelwald wird meist über eine ganze Waldgeneration hinweg Stickstoff aus dem System ausgelesen. Beim umgekehrten Schritt wird der Stickstoffvorrat, wengleich nur sehr allmählich, über mehr als eine Generation hinweg, wieder aufgebaut (ROTHE et al. 1998). Junge Waldbestände weisen meist keine oder nur geringe Nitratausträge auf (HORVATH et al. 2005).

Waldökosysteme reagieren schon bei beginnender Stickstoffsättigung sehr empfindlich auf Störungen z.B. durch Sturmwurf, Schneebruch

oder Insektenkalamitäten und auch auf waldbauliche Maßnahmen wie Kahllegung, starke Verjüngungshiebe oder Bodenbearbeitung (KÖLLING 1993, 1999, KREUTZER 1991, ROSEN 1988, ROTHE et al. 1998, 1999, SPANGENBERG und KÖLLING 2001). Bei derartigen Störungen kommen mehr Wärme und mehr Wasser auf den Boden, wodurch der Humusumsatz und damit die Nitratfreisetzung verstärkt werden. Da gleichzeitig die Nitrataufnahme durch die Bäume ganz (z.B. Kahllage, Borkenkäferkalamität) oder teilweise (starke Auflichtung zur Einleitung der Verjüngung) ausfällt, wird der freigesetzte Stickstoff bei durchlässigen Böden in Form von Nitrat mit dem Sickerwasser ausgelesen (HUBER 2002, KÖLLING 1993, WEIS 2002b). Dies stellt nicht nur ein Risiko für das Grund- und Quellwasser dar, sondern gefährdet auch den Nährstoffhaushalt des Waldökosystems. Dies soll am Beispiel des Eichenökosystems an der EU-Level-II-Fläche Merzalben erläutert werden. Zunehmende Kronenverlichtung führte dort in Verbindung mit Kahlfraß durch Frostspanner in den Jahren 1997/98 zu einem drastischen Anstieg des Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser von weniger als einem Kilogramm je Hektar und Jahr bis 1996 auf bis zu 42 kg im Jahr 1999 (Abb. 19).

Das Nitrat anion wird gemeinsam entweder mit Säurekationen (insbesondere Al, Mn) oder mit Basekationen (insbesondere Mg, Ca, K) verlagert. Am Standort Merzalben war der Anstieg der Nitratkonzentration mit einer sehr starken Erhöhung der Aluminiumkonzentration im Sickerwasser gekoppelt (Abb. 20), wodurch ein erheblicher zusätzlicher Stress für die Baumwurzeln entstand. Seither ist auf dieser Fläche eine erhöhte Absterberate zu verzeichnen. Überschusnnitrifikation und Nitratauswaschung sind mit Versauerungsschüben, Bodenversauerung und dem Verlust essentieller Nährstoffe verbunden (MATZNER und THOMA 1983, MATZNER et al. 1995, MELLERT et al. 1996, KÖLLING 1993, KÖLLING und NEUSTIFTER

1997). Die Mehrzahl der rheinland-pfälzischen Waldstandorte ist in dieser Hinsicht äußerst sensibel (BLOCK et al. 1996). Überschussnitrifikation und übermäßige Nitratausträge gefährden daher die natürliche Fruchtbarkeit und Funktionsfähigkeit unserer Waldböden. Ein „Öffnen“ des Stickstoffspeichers ist daher mit nicht absehbaren Risiken nicht nur für die Ressource Grundwasser, sondern auch für die Waldernährung und die Stabilität der Waldökosysteme verbunden. Der Waldbau muss daher darauf ausgerichtet sein, den Stickstoff im System zu halten.

Für den Stickstoffhaushalt ist die Stabilität des Bestandes von besonderer Bedeutung. Sturmwurfbedingte Kahllagen oder großflächige Borkenkäferkalamitäten haben meist beträchtlichen Nitratauswaschungen zur Folge (KÖLLING 1993, HUBER 2002, MELLERT et al. 1996).

Die Verjüngung der Waldbestände ist im Hinblick auf die Nitratauswaschung eine besonders kritische Phase, da Humusabbau und Nitratmobilisierung bei gleichzeitiger Unterbrechung des Verbrauchs durch die Pflanzendecke steigen. Nicht nur für Kahlschläge, sondern auch für Femelhiebe mit anfänglicher Entnahme größerer Baumgruppen und für großflächige Schirmschläge wurden erhöhte Nitratausträge nachgewiesen (WEIS 2002a, b). Offenbar steigt das Austragsrisiko mit der Größe der durch die Hiebsmaßnahmen verursachten Lücken im Kronendach (mehr Wärme und mehr Wasser als Transportmedium) und im Wurzelraum (root gaps; fehlende Nitrataufnahme durch die Wurzeln) (KÖLLING 2002, ROTHE et al. 1998).

Einen entscheidenden Einfluss auf die Nitratauswaschung hat die Bodenbedeckung durch die Vegetation, offenbar unab-

hängig davon, ob es sich um Bäume (Verjüngung) oder die Waldbodenvegetation bzw. Schlagflora handelt (KÖLLING 1993, MELLERT et al. 1998, WEIS 2002a, b). Ab Deckungsgraden von 40 bis 50 % ist nach Untersuchungen von MELLERT et al. (1998) mit einem nennenswerten Rückgang der Nitratkonzentration im Bodenwasser zu rechnen. Um auch bei kurzzeitigen und kleineren Störungen, wie Trockenstressepisoden oder Insektenfraß eine Überschussnitrifikation und einen entsprechenden Nitrataustrag zu verhindern oder einzuschränken, ist die Erhaltung und Förderung einer Krautschicht oder eines Unterstandes sehr hilfreich. Auch eine Vorausverjüngung hat sich im Hinblick auf eine Reduzierung der Nitratausträge als sehr wirksam erwiesen (ROTHE et al. 1998, 1999). Generell helfen lange Verjüngungszeiträume mit dosierten Hiebseingriffen das Nitrataustragsrisiko auch auf empfindlichen Standorten in Grenzen zu halten.

Die Bewirtschaftung stickstoffgesättigter Wälder unterscheidet sich daher zwangsläufig von den hergebrachten Regeln, die unter Stickstoffknappheit entwickelt worden sind. Grundsätzlich gilt es, Unterbrechungen in der Stickstoffaufnahme durch die Bäume, sei es durch Kalamitäten oder zu starke Hiebsmaßnahmen, nach Möglichkeit zu vermeiden. Die Stabilität der Wälder muss durch geeignete Baumartenwahl,

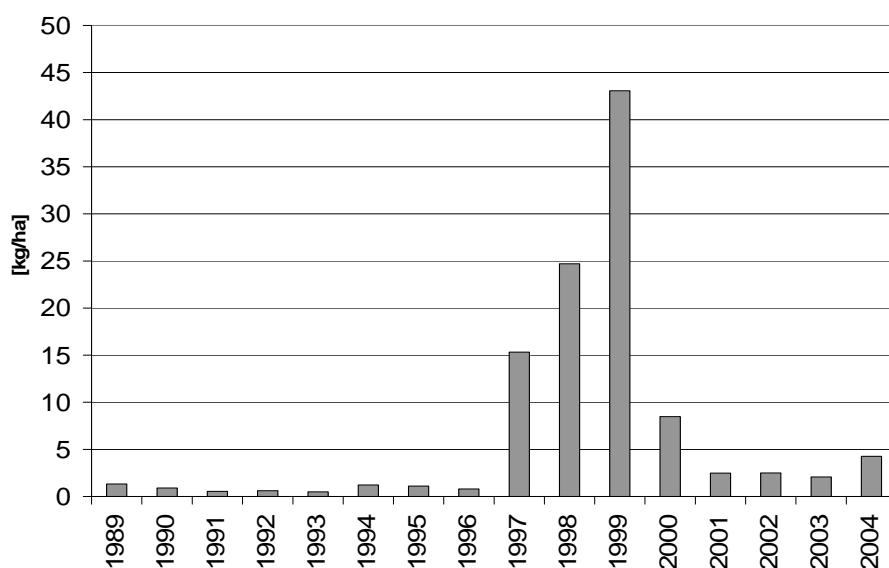


Abb. 19: Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser im Eichenökosystem der Level II-Fläche Merzalben

angemessene Waldpflege und integrierten Waldschutz gestärkt werden, um das Risiko ungewollter Kahllagen zu reduzieren. Die Verjüngung muss sehr behutsam und über lange Zeiträume erfolgen. Die Stickstoffspeicherung sollte durch den Aufbau von Mineralbodenhumus, beispielsweise durch die Erhaltung, Förderung und gegebenenfalls Einbringung von wurzelintensiven Laubbäumen mit leicht zersetzlicher Streu und die Erhaltung und Förderung einer standortsangepassten Bodenvegetation erhalten und nach Möglichkeit allmählich erhöht werden (BLOCK et al. 1997). Der Umbau von Nadelholzreinbeständen in laubbaumreiche Bestockung muss sehr behutsam erfolgen. So wurden beim Umbau von Kiefernreinbeständen in

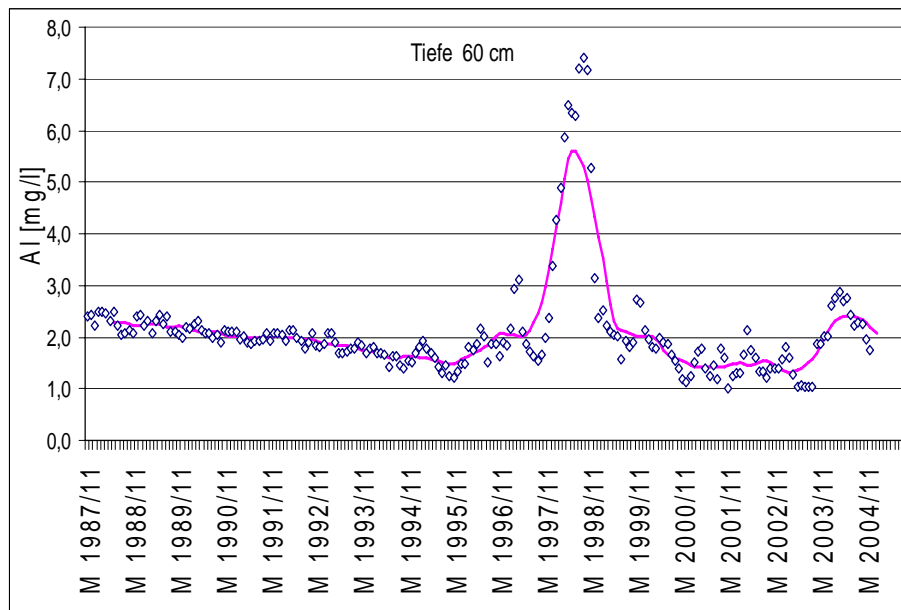


Abb. 20: Aluminiumkonzentration im Sickerwasser aus dem unteren Wurzelraum des Eichenökosystems der Level II-Fläche Merzalben; durchgezogene Linie: gleitendes 12-Monatsmittel

Nordwestdeutschland temporär erhöhte Nitrataustritte festgestellt, die auf die Auflichtung des Kronendaches und die Anlage der Pflanzplätze für den Buchenunterbau zurückgeführt wurden (AHRENDTS et al. 2005).

8. Schlussfolgerung und Zusammenfassung

Stickstoffverbindungen aus Tierhaltung und Kfz-Verkehr sind die mit Abstand wichtigsten waldschädigenden Luftschadstoffe bundesweit und auch in Rheinland-Pfalz.

Die Emissionsraten sowohl der oxidierten als auch der reduzierten Stickstoffverbindungen sind bundesweit und in Rheinland-Pfalz seit den Maximalwerten in den 70er und Anfang der 80er Jahre gesunken. Allerdings hat sich dies bislang nicht in einer merklichen Verringerung der Stickstoffeintragsraten in die rheinland-pfälzischen Waldökosysteme niedergeschlagen.

Die Gesamtstickstoffdeposition überschreitet bereits in der Minimalabschätzung an allen Untersuchungsstandorten die ökosystemverträglichen Schwellenwerte (critical loads) um das 2 bis 5-fache.

Der Stickstoffeintrag führt in den Waldökosys-

temen zu Bodenversauerung, N-Eutrophierung und Nährstoffungleichgewichten. Aktuell sind zwei Drittel der Deposition potentieller Säure auf Stickstoffverbindungen zurückzuführen. An der Mehrzahl der Untersuchungsstandorte liegen die N/K-Verhältnisse in den Nadeln von Fichten und Kiefern im Bereich einer disharmonischen Ernährung. An einer erheblichen Zahl von Standorten ist bereits von einer Stickstoffsättigung (unzureichende N-Retention) mit einem erhöhten Nitrataustrag auszugehen.

Die in der EU-NEC-Richtlinie vorgesehene Emissionsminderung wird bei weitem nicht ausreichen, die Belastung unter die critical loads zu senken. Zum Schutz unserer Waldökosysteme und der Ressourcen Wasser und Atmosphäre sind daher über die bisherigen Planungen hinausgehende Emissionsminderungsmaßnahmen erforderlich.

Bei den oxidierten N-Verbindungen betrifft dies vor allem Maßnahmen im Verkehrsbe- reich, aber auch Maßnahmen zur Energieein- sparung und zur verstärkten Nutzung alternati- ver Energieträger. Beim allerdings immer noch ständig steigenden Straßenverkehr sind zur Zielerreichung sehr effektive Maßnahmen er- forderlich, wie beispielsweise eine beschleu- nigte Einführung von Brennstoffzellenfahrzeu- gen.

Bei den reduzierten Stickstoffverbindungen ist offenbar nur durch eine deutliche Rückführung der Viehbestandsdichte über eine reduzierte Nachfrage nach tierischen Produkten eine hin- reichende Emissionsminderung zu erreichen. Dies setzt einen Bewusstseinswandel in der Bevölkerung voraus, auf den aktiv durch ent- sprechende Kampagnen hingearbeitet werden sollte.

Die verstärkte Produktion von Biogas aus Gül- le birgt Chancen und Risiken im Bezug auf die

Ammoniakemission. Das Minderungspotential lässt sich gegenwärtig nicht sicher abschätzen. Mit waldbaulichen Maßnahmen lassen sich ne- gative Effekte der Stickstoffüberfrachtung der Waldökosysteme zeitlich begrenzt herauszö- gern und mildern. Holznutzung ist in dieser Hinsicht durch den damit verbundenen Export und die langfristige Bindung von Stickstoff in den Produkten vorteilhaft. Vorgeschlagen wird ein auf Stabilität und Störungsarmut ausgerich- teter Waldbau, der den Stickstoff nach Mög- lichkeit im System hält und die Speicherkapa- zität erhält oder erhöht.

Die Belastung unserer Waldökosysteme durch überhöhte atmogene Stickstoffeinträge ist ein bedeutendes Umweltproblem unserer Zeit. Da- her müssen auch das Monitoring und die For- schung auf diesem Gebiet fortgesetzt und in- tensiviert werden.

Danksagung

Der Autor dankt Herrn Prof. Dr. A. Roeder, Herrn Prof. Dr. F. Wiesler und Herrn Dr. M. Armbruster für die Durchsicht und wertvolle Anregungen zum Manuskript.

Erhebliche Teile der dieser Arbeit zugrunde liegenden Daten wurden im Rahmen des von der EU kofinan- zierten Programms Forest Focus–Level II gewonnen.

9. Literatur

- AHREND, B., BÖTTCHER, J., DIJINISVELD, W.H.M. (2005): Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Stoffdeposition und die Grundwasserqualität in Nord- westdeutschland. Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Heft 62, 221-233
- ALEWELL, C., BREDEMEIER, M., MATZNER, E., BLANCK, K. (1997): Soil solution response to experimentally reduced acid deposition in a forest ecosystem. J. Environ. Qual. 26, 658-665
- ARMBRUSTER, M.; FEGER, K.-H.; ABIY, M.; (2003): Zeitliche Trends der Stoffflüsse in einem bewaldeten Wassereinzugs- gebiet im Osterzgebirge. In: Fakultät für Forst- und Umwelt- wissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg und Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden- Württemberg, Freiburg (Hrsg.). Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft 49, 153-166
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2003): Verminderung gasförmiger Emissio- nen in der Tierhaltung; 1-27 (www.landwirt- schaft.bayern.de)
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (BAYLFU) (2004): Umweltberatung Bayern-Ammoniak und Ammo- nium; 1-11 (www.bayern.de/lfu/umwberat/index.html)
- BECKER, R., BLOCK, J., SCHIMMING, C-G., SPRANGER, T., WELLBROCK, N (2000a): Critical Load für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II- Programms. Bundesministerium für Ernährung, Landwirt- schaft und Forsten (Hrsg.), Bonn, 1-71
- BECKER, R., BLOCK, J., SCHIMMING, C-G., SPRANGER, T., WELLBROCK, N. (2000b): Critical Load-Kalkulationen an Level II-Dauerbeobachtungsflächen. Forstarchiv 71. Jg., 2, 54-58
- BIEBER, E. (2004): EMEP-European Monitoring and Evalua- tion Programme. In: Bundesministerium für Umwelt, Natur- schutz und Reaktorsicherheit: Umweltpolitik-Luftreinhaltung überwindet Grenzen – 25 Jahre Genfer Luftreinhalteüberein- kommen. Berlin, 16-23
- BLOCK, J. (2002): Belastung des rheinland-pfälzischen Waldes durch die Ammoniak-Emission aus der Landwirtschaft. Forst und Holz 1/2, 10-15
- BLOCK, J., BOPP, O., BUTZ-BRAUN, R., WUNN, U. (1996): Sensivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bo-

- dendegradation durch Luftschadstoffbelastung. Mitteilung aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 35/96, 1-298
- BLOCK, J., ROEDER, A., SCHÜLER, G. (1997): Waldbodenrestauration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe, Grundlagen und Maßnahmen in Rheinland-Pfalz. Allgemeine Forstzeitschrift / Der Wald 52(1997)1, 29-33
- BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (2003): Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft-Programm der Bundesregierung. Berlin, 1-17
- BORKEN, W. (2005): Der Stickstoffhaushalt deutscher Waldökosysteme - eine tickende Zeitbombe? Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 62, 41-52
- BORKEN, W., MATZNER, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci., 167, 277-283
- BOWDEN, W.B. (1986): Gaseous nitrogen emissions from undisturbed terrestrial ecosystems: An assessment of their impacts on local and global nitrogen budgets. Biogeochemistry 2, 249-279
- BREDEMEIER, M.; LAMERSDORF, N.; MURACH, D.; DOHRENBUSCH, A.; ALPHEL, J. (1999): Das Dach-Projekt Solling. Gesamtwertung des Ergebnisstandes. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 54 (1999) 2, 70-71
- BRUCKNER-SCHATT, G., PETERS, K., BAUER, G.A., SCHULZE, E.D. (1994): Reduzierter atmosphärischer Stickstoff: Emission, Immission, Deposition und oberirdische Aufnahme in ein Fichtenökosystem. Umweltbundesamt Berlin 21./22. November 1994, Texte 28/95, 30-43
- BRUMME, R., BORKEN, W., FINKE, S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. Global Biogeochemical Cycles 13, 4, 1137-1148
- BUNDESAMT FÜR ERNÄHRUNG UND FORSTWIRTSCHAFT (1989): Emissionen von Ammoniak: Quellen – Verbleib – Wirkungen – Schutzmaßnahmen -, Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft, Frankfurt/Main, 1-104
- BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BERN (1987): Emissionen von luftverunreinigenden Stoffen aus natürlichen Quellen in der Schweiz. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 75, 1-15
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) 2006): Geringere Abnahme der Luftbelastung mit Stickoxid als erwartet. Umwelt 1/2006, 38-39
- CLEMENS, J., AHLGRIM, H.J. (2001): Greenhouse Gases from Animal Husbandry. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 60: 287-300
- CLEMENS, J., BERGMANN, S., VANDRÉ, R. (2002): Reduced Ammonia Emissions from Slurry after Self-Acidification with Organic Supplements. Environmental Technology 29: 429-435
- DÖHLER, H., EURICH-MENDEN, B., DÄMMGEN, U., OSTERBURG, B., LÜTTICH, M., BERGSCHMIDT, A., BERG, W., BRUNSCH, R. (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungszenarien bis zum Jahre 2010. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes. Texte 05/02, 1-184 + Anhang
- DRAAIJERS, G.P.J., ERISMAN, J.W., LÖVBLAD, G., SPRANGER, T., VEL, E. (1998): Quality and uncertainty aspects of forest deposition estimation using throughfall, stemflow and precipitation measurements. TNO-report. TNO-; MEP-R98/093
- DURKA, W. (1994): Isotopenchemie des Nitrat, Nitrataustrag, Wasserchemie und Vegetation von Waldquellen im Fichtengebirge (NO-Bayern). Dissertation. In: Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) (Hrsg.); Bayreuther Forum Ökologie, Band 11; Bayreuth, Selbstverlag
- EICHHORN, J., HAUSSMANN, T., PAAR, U., REINDS, G., VRIEDE, W. (2001): Assessments of Impacts of Nitrogen Deposition on Beech Forests: Results from the Pan-European Intensive Monitoring Programme. The Scientific World 1 (S2), 423-432
- EINERT, P., REICHEL, L. (1998): Erfassung und Untersuchung von atmogenen Einträgen in der Umgebung der Rindermastanlage Ferdinandshof unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffinputs. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökol. 32, 7-11
- ENQUETE-KOMMISSION (1994): Schutz der grünen Erde. Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder/[Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.)]. Bonn: Economica Verl., 1-702
- GAUGER, TH., KÖBLE, G. R., ANSHELM, G.F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Teil 1: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. Endbericht 29785079, Institut für Navigation der Universität Stuttgart, 1-140
- GAUGER, TH. (2003): Atmosphärische N-Einträge in Ökosysteme. (Vortragsskizzenfassung). UBA-Statuskolloquium „Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme“, UBA Berlin, 5-7
- GEHRMANN, J., ANDREAE, H., FISCHER, U., LUX, W., SPRANGER, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.), Berlin (Selbstverlag)
- GEHRMANN, J. (2000): Zur Deposition von Luftverunreinigungen in den Waldbeständen des Level II-Programms. Forstarchiv 71. Jg., 2, 36-39
- GENSOR, A., KÖLLING, C., MELLERT, K.-H. (2003): Die Nitratinventur in Bayern. Methodik und Ergebnisse. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 49, 101-114
- GESSELER, A., RENNENBERG, H. (2003): Wirkung erhöhter N-Depositionen auf die Ernährung und das Wachstum von Bäumen. (Vortragsskizzenfassung). UBA-Statuskolloquium „Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme“, UBA Berlin, 12-13
- GÖTTLEIN, A., BAUMGARTEN, M., HUBER, CH., WEIS, W., PAPAN, H., BUTTERBACH-BAHL, K., GASCHE, R. (2003): Femel- und Kahlhieb im Vergleich. Ökologie der Mischwaldbegründung in einem stickstoffbelasteten Fichtenbestand. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.); LWF aktuell Nr. 41, 6-8
- HADWIGER-FANGMEIER, A., FANGMEIER, A., JÄGER, H.-J. (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre – Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des

- Landes Nordrhein-Westfalen „Luftverunreinigungen und Waldschäden“ Nr. 28, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), 1-206
- HEINZE, M., BITTERLICH, S. (1994): Die Ernährung junger Waldbäume im Lee des Schweinezucht- und Schweinemastbetriebes Neustadt (ORLA) – Quaschwitz ein Jahr nach seiner Stilllegung. 10. Jahrestagung der Gesellschaft für Mineralstoffe und Spurenelemente e.V., Jena, 506-512
- HORVATH, B., MEESENBURG, H., MEIWES, K.J. (2005): Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems. Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Heft 62, 47-52
- HUBER, C. (2002): Nitrat austräge nach Borkenkäferbefall in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.); LWF aktuell Nr. 34, 30-33
- HUBER, C. (2003): Nitratbelastung des Sickerwassers nach Borkenkäferbefall in den Bergfichtenwäldern des Nationalparks Bayerischer Wald. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 49, 89-100
- INSTITUT FÜR ANGEWANDTE UMWELTFORSCHUNG (2006): Biogas. Katalyse Journal. www.katalyse.de
- ISERMANN, K. (1988): Emission sowie atmosphärische Transmission, Reaktion und Deposition von NH_x aus der Landwirtschaft Westeuropas. Tagung der Sektion Waldernährung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten vom 27. bis 28. Sept. 1988 in der Wingst, 1-9
- ISERMANN, K., ISERMANN, R. (1995): Die Landwirtschaft als einer der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden. Allgemeine Forstzeitschrift 5, 268-276
- ISERMANN, K., ISERMANN, R. (2002a): Ausgangssituationen, Prognosen und Szenarien der Emissionen von SO₂, NO, NH₃ und CO₂ in Deutschland vor dem Hintergrund tolerierbarer Immissionen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 98, 25-58
- ISERMANN, K., ISERMANN, R. (2002b): Tolerierbare und unvermeidbare Emissionen bzw. Verluste an Kohlenstoff (C, Humus), Stickstoff (N), Phosphor (P) [und Schwefel (S)] vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Tier-, Pflanzen- und Humanernährung. Vortrag zum 114. VDLUFA-Kongress am 16. bis 20. September 2002 in Leipzig. 1-11
- JANßen, E. (2003): Möglichkeiten zur Reduzierung der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. In: Hessen Forst, FIV - Forsteinrichtung, Information, Versuchswesen, Hann.Münden und Gießen(Hrsg.); Forschungsbericht Band 30, 44-60
- KÄTZEL, R., LÖFFLER, S. (1999): Stickstoff als Stressfaktor – aus der Sicht der Ökophysiologie. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 3, 33-37
- KAHLE, H-P., PÉREZ-MARTINEZ, P.J., SPIECKER, H., UNSELD, R., MELLERT, K., PRIETZEL, J., REHFUESS, K-E., STRAUßBERGER, R. (2002): Ursachen von Wachstumsveränderungen der Wälder in Europas – Konzeption, methodische Ansätze und erste Ergebnisse des EU-Projekts RECOGNITION, Jahrestagung 2002, Schwarzburg, vom 13.-15. Mai 2002, 227-239
- KIESE, R., BUTTERBACH-BAHL, K. (2003): Klimarelevanz erhöhter Stickstoffeinträge in Ökosysteme. (Vortragskurzfassung) UBA-Statuskolloquium „Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme“, UBA Berlin, 9-10
- KÖLLING, CH. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. Allgemeine Forstzeitschrift 10, 513-517
- KÖLLING, CH. (1993): Die Zusammensetzung der Bodenlösung in sturmgeworfenen Fichtenforst (*Picea abies* (L.) Karst) – Ökosystemen. In: Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München und Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (Hrsg.) Selbstverlag. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Nr. 133
- KÖLLING, CH. (1999): Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in den Wäldern Bayerns. Ergebnisse der Stoffhaushaltsuntersuchungen an den Bayerischen Waldklimastationen 1991 bis 1998. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.); Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Nr. 22: Freising, Selbstverlag
- KÖLLING, CH. (2002): Beeinflussen Durchforstungen die Nitratkonzentration des Sickerwassers? LWF aktuell Nr. 34, 25
- KÖLLING, CH., NEUSTIFTER H. (1997): Stickstoffeintrag in Wälder und Nitratkonzentration im Sickerwasser. Ergebnisse aus dem Messnetz der Bayerischen Waldklimastation. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 52, 20, 1107-1110
- KREUTZER, K. (1991): Einfluss von saurer Beregnung und Kalkung auf Ernährungszustand und Streufall von Altfichten. In: PRÖBSTLE, P. KREUTZER, KARL [Hrsg.]: Ökosystemforschung Höglwald: Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand, Forstwissenschaftliche Forschung; 39; 35-39
- KREUTZER, K., DESCHU, E., HÖSL, G. (1986): Vergleichende Untersuchungen über den Einfluss von Fichte (*Picea abies* [Karst]) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf die Sickerwasserqualität. Forstwissenschaftliches Centralblatt 105, 364-371
- LEHN, H., FLAIG, H., MOHR, H. (1995): Vom Mangel zum Überfluss: Störungen im Stickstoffkreislauf. GAIA 4, Nr. 1, 13-25
- LÖFFLER, S., KÄTZEL, R., SCHOPF, R. (2000): Wirkungen von Stoffeinträgen auf die Prädisposition der Kiefer. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 14, 740-741
- LWF (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2002): Stickstoff in Bayerns Wäldern. LWF aktuell Nr. 34, 1-44
- MATZNER, E., THOMA, E. (1983): Auswirkungen eines saisonalen Versauerungsschubes im Sommer/Herbst 1982 auf den chemischen Bodenzustand verschiedener Waldökosysteme. Allgem. Forst Zeitschrift (1983), Nr. 26/27, 677-682
- MATZNER, E., STUHRMANN, M., MANDERSCHIED, B. (1995): Wirkung von N-Einträgen auf Bodenprozesse des N-Haushalts von Waldökosystemen. UBA-Texte Nr. 28/95, 59-67
- MEESENBURG, H., DAMMANN, J., EVERS, J., SCHULZE, A., RADEMACHER, P., MINDRUP, M., KÖNIG, N., FORTMANN, H., EBEL, C., MEIWES, K.J. (2002). Forstliches Umweltmonitoring als Entscheidungshilfe für Forstwirtschaft und Umweltpolitik. Forst und Holz 57. Jg., 23/24, 707-712
- MEESENBURG, H., HORVÁTH, B., MEIWES, K.J. (2003): Stoffhaushalt von Waldökosystemen NW-Deutschlands unter

- hoher Stickstoffbelastung. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 49, 57-70
- MEESENBURG, H., MOHR, K., DÄMMGEN, U., SCHAAF, S., MEIWES, K.J., HORVATH, B. (2005): Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes - eine Synthese. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279, 95-108
- MELLERT, K.H., KÖLLING, CH., REHFUESS, K.E. (1996): Stoffauswaschung aus Fichtenwaldökosystemen Bayerns nach Sturmwurf. Forstwissenschaftliches Centralblatt 115, 6, 363-377
- MELLERT, K.H., KÖLLING, CH. (2006): Stickstoffsättigung - ein wachsendes Problem ohne Lösung? Forst und Holz, 61, 3, 95-98
- MEIWES, K.J., MEESENBURG, H., BARTENS, H., RADEMACHER, P., KHANNA, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling – Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst und Holz 57, 13/14, 428-433
- MELLERT, K.H., KÖLLING, CH., REHFUESS, K.E. (1998): Vegetationsentwicklung und Nitrataustrag auf 13 Sturmkahlflächen in Bayern. Forstarchiv 69, 1, 3-11
- MELLERT, K.H., GENSIO, A., SPANGENBERG, A., RÜCKER, G., KUKUK, V., GMACH, U., RISS, M., KÖLLING, CH. (2002): Nitratinventur und Regionalisierung. Vom Punkt auf die Fläche. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.), LWF aktuelle Nr. 34, 15-20
- MELLERT, K.H., GENSIO, A., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, CH. (2005a): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern- Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. Waldoekologie online 2, 4-24
- MELLERT, K.H., BRENDL, J., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, CH., RÜCKER, G. (2005b): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München- Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben. Waldoekologie online 2, 25-35
- MWVLW (Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau Rheinland-Pfalz) (2003): Energiebericht 2003. www.mwvlw.rlp.de/internet/-med/212
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen-Critical loads and levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Verlag Berlin, 1-259
- ORTLOFF, W., SCHLAEPFER, R. (1996): Stickstoff und Waldschäden: eine Literaturübersicht. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 167. Jg., 9-10, 184-201
- OSTERBURG, B. (2002): Rechnerische Abschätzung der Wirkungen möglicher politischer Maßnahmen auf die Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft in Deutschland im Jahr 2010. Berichte der Bundesrepublik Deutschland nach Art. 6 der Richtlinie 2001/81/EG (NEC-Richtlinie) über die Emissionen von SO₂, NO_x, NH₃ und NMVOC sowie die Maßnahmen zur Einhaltung der NECs. Umweltbundesamt, Texte 37/02, 1-22 + Anhänge
- PAPEN, H. (2003): Waldbodenmikrobiologie in Abhängigkeit von erhöhten Stickstoffeinträgen. (Vortragskurzfassung). UBA-Statuskolloquium „Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme“, UBA Berlin, 14-15
- ROSEN, KAJ (1998): Effects of biomass accumulation and forestry on nitrogen in forest ecosystems. In: NILSSON, J.: Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at skokloster, Sweden 1988. 269-293
- ROTHER, A. (1994): Auswirkungen auf Bodenchemie und Wasserqualität - saure Beregnung und Kalkung. Allg. Forst Zeitschrift 49, Nr. 14, 754-758
- ROTHER, A., KÖLLING, CH., MORITZ, K. (1998): Waldbewirtschaftung und Grundwasserschutz. Der aktuelle Kenntnisstand. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 53, 6, 291-295
- ROTHER, A., BRANDT, S., HURLER, R. (1999): Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers am Beispiel des Eurasburger Forstes. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 54, 10, 531-533
- RUST, ST. (1999): Untersuchungen zum Trockenstress in unterschiedlich stickstoffbelasteten Kiefernbeständen in Nordostdeutschland. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 171. Jg., 4, 61-66
- SCHÄRER, B. (2004): Das Multikomponentenprotokoll und seine Vorläufer – Bekämpfung von Versauerung, Entrophierung und bodennahem Ozon. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Umweltpolitik-Luftreinhalte überwindet Grenzen – 25 Jahre Genfer Luftreinhalteübereinkommen. Berlin, 16-23
- SCHULTE-BISPING, H., BRUMME, R., PRIESACK, E. (2003): Nitrous oxide emission inventory of German forest soils. Journal of Geophysical Research 108, D4, 1-9
- SCHWEIGERT, P., VAN DER PLOEG, R.R. (2002): N-Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland nach 1950: Fakten und Bewertung. Berichte über Landwirtschaft, Juli 2002
- SPANGENBERG, A., FAISST, G., KÖLLING, CH., MELLERT, K.-H. (2002): Das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern. Eine Schätzung „pi mal Daumen“. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising(Hrsg.); LWF aktuell Nr. 34, 9-14
- SPANGENBERG, A., KÖLLING, CH. (2001): Sind Bayerns Wälder stickstoffgesättigt? Neue Zusammenstellung von Forschungsergebnissen. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 56, 20, 1074-1076
- SPANGENBERG, A., KÖLLING, CH. (2003): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. Water, Air and Soil Pollution 152, 1-23
- SPRANGER, T. (2000): Methodische Ansätze zur Ermittlung der Gesamtd deposition in Waldbeständen. Forstarchiv, 71. Jg., Heft 2, 39-41
- THOMAS, FM, BLANK, R. (1996): The effect of excess nitrogen and of insect defoliation on the frost hardiness of bark tissue of adult oaks. Ann. Sci. For. 53, 395-406
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1995): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, Umweltbundesamt Berlin 21./22. November 1994, Texte 28/95, 1-232
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2002): Hintergrundinformation Ammoniak. Internetseite: www.umweltbundesamt.de/luft/emissionen/situation_de (Stand 17.04.2002)
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid-base budget of central European forest ecosystems. Effects of Acid Rain on Forest Processes. Wiley-Liss. Inc. 1-50
- UMK/AMK-AG (1996): Stickstoff-Minderungsprogramm.

- Bericht der Arbeitsgruppe aus Vertretern der Umwelt- und der Agrarministerkonferenz, Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg.), 1-144
- VESTRENG, V., STØREN, E. (2000): Analysis of UNECE/EMEP Emission Data, MSC-W Status Report 2000, Norwegian Meteorological Institute, Research Note No 37, 1-62
- VOR, T. (1998): Stickstoffkreislauf in Bestandeslücken eines Buchenaltholzes. Tagungsbericht der 13. Arbeitstagung der Sektion Waldbau im DVFF vom 9. bis 11. September 1998 in Eberswalde, 125-130
- WEIS, W. (2002a): Beeinflusst der Standort den Nitrataustrag? Verjüngung von Fichtenaltbeständen. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.); LWF aktuell Nr. 34, 21-24
- WEIS, W. (2002b): Vergleichende Untersuchungen zum Stoffverlust in Waldökosystemen bei Verjüngung über Gruppenschirmstellung und Kleinkahlschlag. Abschlussbericht zu einem Forschungsprojekt der Bayerischen Staatsforstverwaltung. In: Technische Universität München, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt, Freising
- WELLBROCK, N., SCHIMMING, C.G. (2005): Trends der atmosphärischen Deposition in Relation zu Sickerwasserausträgen in einem Buchenwaldökosystem (Level II-Fläche „Bornhöved“). Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Heft 62, 1-13
- WERNER, B., GREGOR, H.-D. (1995): Die Ableitung von Wirkungsschwellen (Critical Loads) für den Stickstoffeintrag in Waldökosysteme als Element von Emissionsminderungsstrategien. Umweltbundesamt Berlin 21./22. November 1994, Texte 28/95, 172-182
- WGE (Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) (1999): International Programme on Mapping Critical Loads and Levels. Dezember 1999 (<http://www.oekodata.com>)
- WILPER, v., K., (2003): Drift des Stoffhaushalts im Fichten-Düngeversuch Pfalzgrafenweiler. Allg. Forst- und Jagdztg. 174, 2/3, 21-30
- WILPERT, v. K., ZIRLEWAGEN, D. (2001): Bodenversauerung und Entwicklung der Wasserqualität im bewaldeten Eingangsgebiet der Conventwald-Fallstudie. Berichte Freiburger Forstliche Forschung ,33, 123-137
- WILPERT, v. K., ZIRLEWAGEN, D. (2003): Indikatoren der N-Sättigung und des N-Austrags an BZE-Standorten im Schwarzwald. Berichte Freiburger Forstliche Forschung ,49, 125-136
- WOLFF, B., RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996, Bd. 1 und 2. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn (Hrsg.), Eigenverlag BMELF
- WRIGHT, R.F., ALEWELL, C., CULLEN, J.M., EVANS, C.D., MARCHETTO, A., MOLDAN, F., PRECHTEL, A., ROGORA, M. (2001): Trends in nitrogen deposition and leaching in acid-sensitive steams in Europe. Hydrol. And Earth Syst. Sci. 5 (3), 299-310
- WSL (EIDGENÖSSISCHE FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALD, SCHNEE UND LANDSCHAFT) (1997): Säure- und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? Publikation zur Tagung „Forum für Wissen“ vom 14. März 1997 an der WSL in Birmensdorf. 1-100
- WULF, S., MAETING, M., CLEMENS, J. (2002): Application technique and slurry cofermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading: I. Ammonia Volatilization. Journal of Environmental Quality, 31: 1789-1794
- WULF, S., MAETING, M., CLEMENS, J. (2002): Application technique and slurry cofermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. Journal on Environmental Quality, 31: 1795-1801

Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen

Gebhard Schüler, Amor Balada, Christel Bihl-Simon, Ilona Weismüller

Inhaltsverzeichnis	Seite
Summary: Development of Secondary Raw Materials as Substances for Soil Protection in Forests	34
Anlass und Ziele der Untersuchungen zur „Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald“	35
Bisheriger Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Forstwirtschaft	37
Immissionseinträge in Wälder - Waldbodenschäden - Gefährdung der Sicker- und Grundwasserqualität - Boden- und Wasserschutzmaßnahmen	38
<i>Teil 1: Untersuchungen von Sekundärrohstoffen und Entwicklung von Sekundärrohstoffmischungen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald</i>	41
1.1 Material und Methoden	41
1.1.1 Untersuchte Sekundärrohstoffe	41
1.1.2 Methoden der Untersuchungen	46
1.1.3 Wasserhaushaltsmodell	59
1.2 Ergebnisse	60
1.2.1 Erschließung von potentiellen Puffersubstanzen und Nährstofflieferanten auf Sekundärrohstoffbasis	60
1.2.2 Ergebnisse der Verträglichkeitsprüfung gegenüber Kresse	64
1.2.3 Ergebnisse des Screenings mittels Gefäßversuche	64
1.2.4 Pufferwirkung, Nährstofffreisetzung und Änderung in der Bodenlösung	70
1.2.5 Wirkungen auf die Pflanzen	89
1.3 Diskussion	98
1.3.1 Reaktion der Sekundärrohstoffe	98
1.3.2 Eignung von Sekundärrohstoffe	104
1.3.3 Eignung von Sekundärrohstoffmischungen	106
1.4 Schlussfolgerungen und Konsequenzen für den Einsatz von Sekundärrohstoff(mischung)en als Puffersubstanz im Wald	109

Teil 2: Die Produktlinienanalyse	111
2.1 Hintergrund, Ziele und Projektkonzeption	111
2.2 Lösungskonzept	111
2.2.1 Instrumente zur Analyse und Bewertung von Umweltauswirkungen	111
2.2.2 Produktlinienanalyse	112
2.2.3 Zusammenhang von Bewertungszweck, Bewertungs- methode und Bewertungsergebnisse	113
2.2.4 Ökologische Bewertung	114
2.2.5 Ökonomische Bewertung	115
2.2.6 Soziale Bewertung	116
2.3 Die Produktlinienanalyse von konventionellen Puffersubstanzen im Vergleich zu Puffersubstanzen aus Sekundärrohstoffen	117
2.3.1 Ziele der Produktlinienanalyse	117
2.3.2 Entscheidungsorientiertes Tool	118
2.3.3 Handlungsalternativen	118
2.3.4 Systembeschreibung und Modularisierung	119
2.4 Das Life Cycle Assessment (LCA)	122
2.4.1 Auswahl von Wirkungskategorien und ihre Indikatoren	122
2.4.2 Life Cycle Inventory und Life Cycle Impact Assessment	124
2.5 Die ökonomische Bewertung	135
2.5.1 Kostenfunktion der Sekundärrohstoffmischungen	135
2.5.2 Zusätzliche und negative Kosten der Sekundär- rohstoffmischungen	137
2.5.3 Kostenklassifizierung von Dolomit	137
2.5.4 LCC der Sekundärrohstoffmischungen im Vergleich zu Dolomit	138
2.6 Schlussbemerkung	141
3. Zusammenfassung	142
4. Literaturverzeichnis	145
5. Begriffserläuterungen und Abkürzungen	152

Summary

Development of Secondary Raw Materials as Buffer Substances for Soil Protection in Forests

The use of secondary raw material from waste products will gain more and more importance - also for the soil protection in forests - to support the cycle of raw material even in view of management aspects. Within this project buffer substances for soil protection measures in forests were developed from waste material. Based upon the results of this project, secondary raw materials were already taken down into the legislative regulations concerning the different types of fertilizers.

One part of the project dealt with the development and investigations of secondary raw materials as fertilizers, another part of the project assessed the ecological and economical effects of the use of such materials.

Laboratory and outdoor investigations showed that the lime, coming from the water purification process, in mixture with magnesite powder, residues from the fireproof industry, can be a good substitute for natural dolomitic limestones, which are normally used to buffer acid air pollution input in forest ecosystems. After spreading upon acidified soils the base saturation in the soils and the magnesium nutrition of the forest plants improves. The dominance of aluminium at the exchange places in the soils decreases. At the same time the storage capacity of nitrogen increases and the risk of mobilization of heavy metals will be mitigated. After treating forest plants with this mixture of secondary raw materials, the vitality of the plants is significantly better. Additives as pumice stone powder, a waste material from the building industry, improve the nutrition of plants with potassium.

The ecological and economical effects of the use of secondary raw materials were assessed with the help of a life-cycle analysis. The decision situation of the state Rheinland-Pfalz to use or not to use secondary raw materials as buffer substances in forests was just a case study to develop a digital "Life-Cycle Assessment Tool". Within this assessment tool it is important to fix the system boundaries and to select the categories of efficiency and indicators for them. The tool allows assessing the effects of substitution of lime or dolomitic buffer substances by secondary raw materials considering the need of energy, the logistic communication as well as necessary financial investigations in view of the environmental efficiency.

Anlass und Ziele der Untersuchungen zur „Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald“

Das Projekt „Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald“ befasst sich mit anorganischen Koppel-, Zwangs- oder Abfallprodukten aus unterschiedlichen Industrieprozessen, Wasseraufbereitungsanlagen und gesteinsverarbeitenden Betrieben. Diese Sekundärrohstoffe sollen in der Forstwirtschaft zur Pufferung von Säuren, Behebung von Nährstoffdefiziten und Anregung biologischer Kreisläufe eingesetzt werden. Dabei sind negative Auswirkungen auf die Waldökosysteme, insbesondere auf deren chemische und physikalische Bodeneigenschaften, auf die Bodenlebewelt und Vegetation oder benachbarte Systeme, wie Atmosphäre und Hydrosphäre zu vermeiden. Aufgrund verschiedener physikalischer Eigenschaften, wie beispielsweise zu geringes spezifisches Gewicht, zu hoher Feuchtigkeitsgehalt oder Festigkeit, müssen diese sekundären Rohstoffe noch aufbereitet werden, um sie technisch und wirtschaftlich im Wald einsetzen zu können. Gleichzeitig wird die Verwertung von Sekundärrohstoffen im Hinblick auf den knapper und teurer werdenden Deponieraum bzw. das Deponieverbot in naher Zukunft aus ökologischer und ökonomischer Hinsicht immer bedeutungsvoller. Wenn Sekundärrohstoffe in räumlicher Nähe zum Ort der Entstehung aufbereitet und genutzt werden können, erscheint dieses aus ökologischer wie ökonomischer Sicht besonders sinnvoll.

Für den Einsatz von Sekundärrohstoffen spricht also eine Vielzahl von Faktoren:

- Ressourcenschonung
- Kosteneinsparung bei Abfallbeseitigung und Ankauf von Primärrohstoffen
- Verringerung des Flächen-/Raumbedarfs für Deponie und Abbau
- Geringere Kosten und Emissionen bei Produktion und Transport

Das Projekt wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Projektnummer 15016) geför-

dert. Die naturwissenschaftlichen Untersuchungen wurden in der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz in Zusammenarbeit mit der BASF-Agrarversuchsstation in Limburgerhof und der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer durchgeführt. Eine Produktlinienanalyse zur sozioökonomischen und ökologischen Bewertung der für Bodenschutzmaßnahmen im Wald aufbereiteten Sekundärrohstoffe wurde im Institut für Forstökonomie, Albert-Ludwig-Universität Freiburg erarbeitet. Begleitet wurde das Projekt von einem Expertenbeirat aus einem weiten Bereich von Wissenschaft und Industrie.

Im **ersten Teil des Untersuchungsberichtes** wird über die Wirkungsuntersuchungen der Sekundärrohstoffe und über die Entwicklung von Sekundärrohstoffmischungen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald berichtet.

Der **zweite Teil des Berichtes** befasst sich mit der ökonomischen und ökologischen Analyse der Verwendung und Verwertung von Sekundärrohstoffen im Vergleich zu den traditionell im Wald verwendeten Kalken, Dolomiten und Düngemitteln.

In **einem weiteren Teilprojekt** sollte speziell für die Aufbereitung von Mehrkomponentengemischen aus Sekundärrohstoffen unterschiedlichster Konsistenz ein mobiles Aufbereitungs-, Misch- und Ausbringgerät entwickelt werden. Dieser Teil wurde aus dem DBU-Projekt herausgenommen und im europäischen Leader-II-Projekt realisiert. Die Mischungen der in diesem Bericht beschriebenen Versuche wurden in einer semimobilen Variante dieser Anlage aufbereitet.

Übersicht 1: Sekundärrohstoffe und Sekundärrohstoffdünger im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG 1994) sowie im Düngemittelgesetz (DüngMG 1977).

Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG vom 27. September 1994)

§3 *Abfälle im Sinne dieses Gesetzes sind alle beweglichen Sachen, (...) deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muß. (...)*“.

Abs. 1

Abs. 2 *Der Wille zur Entledigung im Sinne des Absatzes 1 ist hinsichtlich solcher beweglicher Sachen anzunehmen, 1. die bei der Energieumwandlung, Herstellung, Behandlung oder Nutzung von Stoffen oder Erzeugnissen oder bei Dienstleistungen anfallen, ohne daß der Zweck der jeweiligen Handlung hierauf gerichtet ist (...).*

§4 *Abfälle sind (...) a) stofflich zu verwerten oder b) zur Gewinnung von Energie zu nutzen (energetische Verwertung).*

Abs. 1

Abs. 2 *Die stoffliche Verwertung beinhaltet die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Stoffen aus Abfällen (sekundäre Rohstoffe) oder die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke mit Ausnahme der unmittelbaren Energierückgewinnung. Eine stoffliche Verwertung liegt vor, wenn nach einer wirtschaftlichen Betrachtungsweise, unter Berücksichtigung der im einzelnen Abfall bestehenden Verunreinigungen, der Hauptzweck der Maßnahme in der Nutzung des Abfalls und nicht in der Beseitigung des Schadstoffpotentials liegt.*

§5 *Die Erzeuger oder Besitzer von Abfällen sind verpflichtet, diese nach Maßgabe des § 6 zu verwerten.*

Abs. 2

Soweit sich aus diesem Gesetz nichts anderes ergibt, hat die Verwertung von Abfällen Vorrang vor deren Beseitigung. Eine der Art und Beschaffenheit des Abfalls entsprechende hochwertige Verwertung ist anzustreben. (...)

Abs. 3

Die Verwertung von Abfällen, insbesondere durch ihre Einbindung in Erzeugnisse, hat ordnungsgemäß und schadlos zu erfolgen. Die Verwertung erfolgt ordnungsgemäß, wenn sie im Einklang mit den Vorschriften dieses Gesetzes und anderen öffentlich-rechtlichen Vorschriften steht. Sie erfolgt schadlos, wenn nach der Beschaffenheit der Abfälle, dem Ausmaß der Verunreinigungen und der Art der Verwertung Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit nicht zu erwarten sind, insbesondere keine Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf erfolgt.

§8 *Werden Abfälle zur Verwertung als Sekundärrohstoffdünger oder Wirtschaftsdünger im Sinne des § 1 des Düngemittelgesetzes auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht, können in Rechtsverordnungen nach Absatz 1 für die Abgabe und die Aufbringung hinsichtlich der Schadstoffe insbesondere 1. Verbote oder Beschränkungen nach Maßgabe von Merkmalen wie Art und Beschaffenheit des Bodens, Aufbringungsort und -zeit und natürliche Standortverhältnisse sowie 2. Untersuchungen der Abfälle oder Wirtschaftsdünger oder des Bodens, Maßnahmen zur Vorbehandlung dieser Stoffe oder geeignete andere Maßnahmen bestimmt werden.*

Abs. 2

Die Produktverantwortung umfaßt (...) den vorrangigen Einsatz von verwertbaren Abfällen oder sekundären Rohstoffen bei der Herstellung von Erzeugnissen (...)

§22 *Die Produktverantwortung umfaßt (...) den vorrangigen Einsatz von verwertbaren Abfällen oder sekundären Rohstoffen bei der Herstellung von Erzeugnissen (...)*

Abs. 2

Düngemittelgesetz (DüngMG vom 15. November 1977)

§1 *Sekundärrohstoffdünger: Abwasser, Fäkalien, Klärschlamm und ähnliche Stoffe aus Siedlungsabfällen und vergleichbare Stoffe aus anderen Quellen, jeweils auch weiterbehandelt und in Mischungen untereinander oder mit Stoffen nach den Nummern 1, 2, 3, 4 und 5, die dazu bestimmt sind, zu einem der in Nummer 1 erster Teilsatz genannten Zwecke angewandt zu werden*

Abs. 2a

Sekundärrohstoffdünger: Abwasser, Fäkalien, Klärschlamm und ähnliche Stoffe aus Siedlungsabfällen und vergleichbare Stoffe aus anderen Quellen, jeweils auch weiterbehandelt und in Mischungen untereinander oder mit Stoffen nach den Nummern 1, 2, 3, 4 und 5, die dazu bestimmt sind, zu einem der in Nummer 1 erster Teilsatz genannten Zwecke angewandt zu werden

Die Verwendung von Sekundärrohstoffen zum Zwecke der Düngemittelproduktion, und darunter fallen die für Bodenschutzzwecke im Wald verwendeten Puffersubstanzen, ist rechtlich gesehen eine „stoffliche Verwertung“ (§ 4 Abs. 2 KrW-AbfG 1994). Der Begriff „Sekundärrohstoff“ ist dabei weit gefasst und umschließt alle nicht gezielt produzierten Substanzen und Stoffe (Zwangs-, Koppel- oder Nebenprodukte), die der Abfall-Definition des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes unterliegen und einer oder mehreren sinnvollen Verwertungsmöglichkeiten zugeführt werden.

Der Gesetzgeber verfolgt damit die Absicht:

1. Abfall zu vermeiden und
2. Sekundärrohstoffe stofflich oder energetisch zu verwerten.

Erst an letzter Stelle steht die Abfallbeseitigung.

Erfolgt die stoffliche Verwertung von Abfällen durch die Nutzung in der Land- oder Forstwirtschaft oder im Gartenbau, werden diese, ohne eine klare Abgrenzung in Düngemittel aus Sekundärrohstoffen und Hilfsstoffen auf Sekundärrohstoffbasis, als „Sekundärrohstoffdünger“ bezeichnet (KLAGES-HABERKERN 1994). Die Projektarbeiten haben eine Grundlage geschaffen, um die untersuchten Sekundärrohstoffdünger in die 2003 verabschiedete Düngemittelverordnung mit Zustimmung des Bundesrates aufzunehmen (*Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsstoffen*, 26.11.2003).

Bisheriger Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Forstwirtschaft

Unter dem Begriff Sekundär(rohstoff)dünger werden in der Praxis vor allem organische bzw. organisch-mineralische Substanzen wie Klärschlamm, Bioabfallkompost oder Fäkalien verstanden, die hauptsächlich in der Landwirtschaft Anwendung finden. In der Forstwirtschaft spielt die Verwendung von Sekundärrohstoffen nur eine untergeordnete Rolle. In Bezug auf Klärschlamm und Bioabfälle wurden vor allem in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts Düngungsversuche in Waldöko-

systemen durchgeführt (siehe z.B. AFZ 1975, COURTOIS & SCHÜLER 1978). Da der hohe Anteil an organisch gebundenem Stickstoff und Schwermetallen in den Klärschlämmen die Gefahr einer Belastung des Grundwassers mit Nitrat und Schwermetallen birgt (MUF 1997), gilt nach § 4 Absatz 5 der Klärschlammverordnung (AbfKlärV), dass „das Aufbringen von Klärschlamm auf forstwirtschaftlich genutzte Böden verboten ist“.

Die Einbringung organisch gebundener Nährstoffe in Waldökosysteme hat in den letzten Jahren wieder etwas an Bedeutung gewonnen (DESCHAUER 1995, MAYR 1998, BORKEN & BEESE 2000). Von KLEIN et al. (2004) wurde ein ebenfalls von der DBU gefördertes Projekt zum Einsatz von Bioabfall zur Regradation versauerter Böden durchgeführt. Bioabfälle unterliegen zwar keinem generellen Aufbringungsverbot in der Forstwirtschaft, aber „das Aufbringen von Bioabfällen und Gemischen auf forstwirtschaftlich genutzte Böden darf nur im begründeten Ausnahmefall nach vorheriger Genehmigung der zuständigen Behörde im Einvernehmen mit der zuständigen Forstbehörde erfolgen“ (BioAbfV § 6 Abs. 3). Bioabfälle können positive Wirkungen auf die Bodensituation ausüben, da die in der organischen Substanz gebundenen Haupt- und Spurenelemente mit der Mineralisation freigesetzt werden und es in nicht stickstoffgesättigten Systemen nicht zu einer erhöhten Stickstofffreisetzung, sondern vielmehr zu einer Erhöhung der Speicherkapazität kommt (z.B. DESCHAUER 1995, KLEIN et al. 2004).

In den letzten Jahren wurde auch der Einsatz von Holzaschen als Sekundärrohstoffdünger beim Bodenschutz im Wald diskutiert und von verschiedenen Universitäten und Instituten intensiv untersucht (BÜTTNER et al. 1998, NN 2002). Holzaschen besitzen neben Magnesium nennenswerte Anteile an Kalium und Phosphor und eine hohe Tiefenwirkung aufgrund der guten Löslichkeit. Hinzu kommt die Rückführung der bei der Holzernte entzogenen Nährstoffen im Sinne der Kreislaufwirtschaft (WILPERT et al. 2002, SCHÄFFER et al. 2002). Durch die Beimischung von Holzasche zu Dolomit verbes-

sert sich die Tiefenwirkung (SCHÄFFER et al. 2002). Bereits geringe Mengen Asche aus un- behandelten Hölzern üben meliorative Wirkungen auf die Bodenlösung (pH und KAK) ohne ernste negative Effekte oder Schwermetallan- reicherung aus, wenn Brennraum- oder Rostasche mit geringen Schwermetallgehalten verwendet wird (RUMPF et al. 2001, WILPERT et al. 2002, SCHÄFFER et al. 2002, NIEDERBER- GER et al. 2002). Bei der Festlegung von Quali- tätsnormen besteht noch Bedarf. Laut DüMV (2003) ist das Aufbringen von Calciumkarbonat mit 30 % Holzascheanteil auf forstlichen Flächen gestattet.

Rein mineralische Sekundärrohstoffdünger wurden in der Forstwirtschaft bisher nur wenig eingesetzt bzw. untersucht. Dazu gehören bei- spielsweise Rückstandskalke unterschiedlich- ster Herkunft, Kraftwerksaschen (SCHMEISKY & KAUTZ 1992) und REA-Gips, ein sekundär ge- bildeter Gips (CaSO_4) aus den industriellen Rauchgas-Entschwefelungs-Anlagen (z.B. BANNWARTH 1993, DINKELBERG 1994)

Immissionseinträge in Wälder – Waldbo- denschäden – Gefährdung der Sicker- und Grundwasserqualität – Boden- und Wasser- schutzmaßnahmen

Seit dem ersten Auftreten des „*Tannensterbens*“ in den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts und der Diskussion zum „*Sauren Regen*“ wurde die anthropogen bedingte Belas- tung und Destabilisierung von Waldökosyste- men durch saure oder versauernd wirkende at- mosphärische Immissionen in zahlreichen Ar- beiten untersucht (LfU 1997) und heute mit dem Begriff „Neuartige Waldschäden“ belegt. Die direkte Schädigung der Pflanzen verliert gegenüber den negativen Veränderungen im Boden an Bedeutung (ULRICH 1996). Im Stoff- haushalt der Ökosphäre bildet der Boden ein natürliches Regelungssystem, das entscheidend für die Funktionsfähigkeit des Ökosystems ist. Die Bedeutung des Bodens besteht in seiner Fähigkeit, angelagerte Stoffe, die für die Pflan- zenernährung oder für das gesamte Ökosystem des Bodens notwendig sind, zu speichern und dosiert abzugeben. Durch die Immissionen

können und werden die vielfältigen Funktionen des Bodens als Nährstofflieferant und - speicher, sowie als Filterkörper für Grundwas- ser beeinträchtigt. Die Lebensbedingungen für Pflanzen, Wurzeln und Organismen ver- schlechtern sich mit zunehmender Versaue- rung. Gleichzeitig werden Nährstoffkreisläufe entkoppelt und es reichert sich Auflagehumus an. In pufferarmen Böden, die einen Säureein- trag z.B. durch Sauren Regen nicht abpuffern können, setzt der Boden schlagartig große Mengen von zuvor gebundenen Stoffen frei. Als Begleiter konservativer Anionen, wie Sul- fat und Nitrat werden Kationen, wie Calcium, Magnesium und Kalium ausgewaschen mit der Folge von Nährstoffmängeln in den Pflanzen. So wurden seit den 70er Jahren verstärkt Mag- nesium-Mangelerscheinungen an Bäumen beo- bachtet (EVERS 1994). Auch Mangan, Alumi- nium und Schwermetalle werden verstärkt mobi- lisiert und zusammen mit Sulfat und Nitrat in tiefere Bodenschichten verlagert (PATYK und REINHARDT 1997). Gelangen diese Stoffe bis zum Grund- und Quellwasser, so besteht eine erhebliche Gefährdung der Hydrosphäre. Die Austauscherkapazität im Boden wird zum Teil irreversibel erniedrigt und die Austauscherbele- gung verschiebt sich zu Aluminium, Eisen und Protonen. Da in Deutschland knapp 75 % des öffentlichen Wasseraufkommens aus Grund- und Quellwasser gewonnen werden (STATISTISCHES BUNDESAMT 2001), kommt der Stabilisierung des Bodens und der Wald- ökosysteme eine grundlegende Bedeutung zur Erhaltung der Trinkwasserqualität zu. Durch die zunehmende Dominanz von Stickstoffver- bindungen in den atmosphärischen Depositi- onen wächst die Gefahr der Stickstoffsättigung der Waldökosysteme und damit das Belas- tungsrisiko des Grundwassers mit Nitrat (ABER et al. 1998) sowie die mikrobielle Freisetzung vom klimawirksamen Lachgas (PRIESACK & MUNCH 2003).

Waldbauliche Maßnahmen wie Bestockungs- umbau oder geänderte Ernteverfahren allein können die Säure- und Stickstoffeinträge nicht kompensieren (FVA-BW 1999). Trotz inzwi- schen verringerter Protonen- und Schwefelde-

position regenerieren sich die Böden nicht durch natürliche Prozesse alleine. In dieser Situation sind gezielte und wirksame Gegenmaßnahmen zum Schutz des Bodens unabdingbar. Schutzmaßnahmen und Eingriffe zur Unterstützung der Regenerationsprozesse in Waldökosystemen erfordern eine an die jeweiligen Standorte angepasste Waldkalkung (ALEWELL et al. 2000, SCHÜLER 1996a). Sie sollen den Waldökosystemen die zur Abwendung umfangreicher Schäden notwendige Zeit verschaffen, die notwendig ist, dass emissionsmindernde Maßnahmen und die zur Regeneration der Böden erforderliche Entlastung wirksam und ökosystemare Reglerfunktionen der Böden erhalten bzw. wiederhergestellt werden. Neben waldbaulich geprägten Bodenschutzmaßnahmen bieten kompensatorische Waldkalkungen einen wirksamen Schutz vor fortschreitender Versauerung und stabilisieren langfristig die Waldböden und -ökosysteme biologisch (SCHÜLER 2002). Neben der Säurekompensation gewinnt auch die Stabilisierung des Stickstoffkreislaufes, die Stickstoffspeicherung und die Erhaltung des Stickstoffvorrats zunehmend an Bedeutung (SCHÜLER 1997).

So werden in einem Großteil der deutschen Bundesländer unterstützend Kompensations- und Bodenschutzkalkungen zur Abpufferung der Säureinträge, zur (Re-) Vitalisierung der Nährstoffkreisläufe und zur Sicherung der Grundwasserqualität durchgeführt. Seit 1984 wurden etwa 30 % der gesamten Waldfläche (~ 3 Mio. Hektar) der Bundesrepublik gekalkt (BMVEL 2003). Von den ca. 830.000 ha Wald in Rheinland-Pfalz gelten knapp 75% (etwa 600.000 ha) als kalkungsbedürftig (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN). Bisher wurden etwa zwei Drittel (500.000 ha) mit 3 bis 6 t/ha Dolomit gekalkt. Auf ca. 82.000 ha wurde bereits eine Wiederholungskalkung durchgeführt (MUF 2005).

Dabei wird die Bodenschutzkalkung nicht zur Nivellierung des Bodenzustandes, sondern zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung der ökosystemaren Reglerfunktionen betrieben. BLOCK et al. (1997) haben gefordert, dass die Schutzmaßnahmen ökosystemverträglich und humus-

pfleglich sein müssen, dass sie standortsbezogen durchgeführt werden und langfristig wirken sollen. Kalkmengen von über 10 t ha^{-1} , die beispielsweise in Skandinavien und den USA ausgebracht werden zur pH-Erhöhung und Verbesserung der Basensättigung können dagegen zu drastischen negativen Veränderungen im Ökosystem führen (DEROME & PÄTILÄ 1989). Aus Gründen der Ökosystemverträglichkeit sind Puffersubstanzen (Kalke) mit ökologisch neutralen Verbindungen (karbonatisch, silikatisch) Neutralsalzen vorzuziehen. Calcium- und Magnesiumquellen mit überwiegend hydroxidischer oder oxidischer Bindung werden unter diesem Gesichtspunkt sehr kritisch betrachtet. Gar nicht geeignet erscheinen Substanzen mit erhöhten Schwermetallgehalten.

Initialeffekte der Kalkung, wie eine verstärkte Nitratauswaschung und Aluminium- bzw. Schwermetallmobilisierung, sind gegenüber dem Nutzen und den Risiken des „Nichtstuns“ als vernachlässigbar anzusehen (BEESE & MEIWESE 1995, FVA-BW 1999, KAUPENJOHANN & ZECH 1989, ULRICH UND PUHE 1993, SCHÜLER 1993, 1996a, 2002, MUF 1998). Bewährt haben sich Dolomite mit Korngrößen von 0 bis 2 mm. Substanzen mit hohem Feinanteil sind reaktionsfreudiger, sollten aber bei der Ausbringung wegen der Staubentwicklung zumindest erdfeucht sein.

Um einer großflächigen Magnesiummangelsituation in pufferarmen sauren Böden entgegenzuwirken, werden in der Praxis der Bodenschutzkalkung Magnesiumkalke mit einem Mindestgehalt von 25 % MgCO_3 , Dolomit ($(\text{Mg,Ca})\text{CO}_3$)₂) und Magnesite anstelle reinen Calciumkarbonats eingesetzt werden. Damit sollen die dezimierten Nährstoffpools wieder aufgefüllt beziehungsweise Bodenfruchtbarkeit gesichert werden (GUSSONE 1987), wobei die verbesserte Nährstoffsituation zu einer höheren Vitalität und Biomasseproduktion führen kann. Mit Ausnahme des flächig fehlenden Magnesiums sind andere Nährstoffgaben jedoch nur bei Mangelsymptomen und entsprechend bestätigenden Ergebnissen von Boden- oder Pflanzenanalysen gezielt durchzuführen (s. auch REHFUESS 1995). Eine Düngung mit Kalium wird

bei fortschreitender Versauerung und Tonmineralzerstörung mit Auswaschung von Kalium in naher Zukunft immer wahrscheinlicher. In diesem Falle schlägt ULRICH (1986) vor, mit 120 kg K_2O ha^{-1} zu düngen. Nach EVERS & HÜTTL (1992) sollten sulfatische Düngemittel wegen der Mobilität der Sulfationen und der damit einhergehenden Belastungsgefahr für Grund- und Oberflächenwasser die Ausbringung nur zu Beginn der Vegetationszeit und nur auf Mull- bzw. Moderböden durchgeführt werden. Nach SCHÜLER (1997) sind Sulfatsalzdüngungen aufgrund des geringen Retentionsvermögens vieler Böden für Sulfat und die begleitenden Kationen negativ zu bewerten, denn weder Magnesiumsulfat noch Kaliumsulfat wirken nachhaltig, da bereits innerhalb eines Jahres der größte Teil der Kationen mit dem Sulfat ausgewaschen wird (HILDEBRAND 1988, 1990a, SCHÜLER 1996b, WERNER 1995). Der Einsatz von Gesteinsmehlen zur Kaliumversorgung wirkt dagegen längerfristig und ohne die erhöhten Auswaschungsrisiken (HILDEBRAND 1990b, HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER 2000).

In einigen Bundesländern wie Niedersachsen und Baden-Württemberg wird bei der Waldkalkung Phosphat zur Vitalisierung und Anregung der biologischen Aktivität zugegeben. GUSSONE (1984) empfiehlt eine Phosphatbeimischung von 100-120 kg P_2O_5 ha^{-1} zu Kalk/Dolomit.

Viele Abfall- und Nebenprodukte oder auch Zwangsabfälle aus industrieller Produktion beinhalten nennenswerte säurepuffernde Inhaltsstoffe und Nährstoffmengen. Aufgrund ihres Chemismus sollten sich verschiedene Sekundärrohstoffe nach entsprechender Aufbereitung für den Einsatz in Waldökosystemen speziell für Bodenschutzmaßnahmen und zur Anregung der biologischen Aktivität eignen.

Teil 1: Untersuchungen von Sekundärrohstoffen und Entwicklung von Sekundärrohstoffmischungen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald

1.1 Material und Methoden

1.1.1 Untersuchte Sekundärrohstoffe

Die im Projekt vorgesehenen und durchgeführten Gefäßversuche, Kleinlysimeterversuche mit Pflanzenaufwuchs, Löslichkeitsversuche, Perkolationsversuche an ungestörten Bodenproben sowie Keim- und Wachstumsversuche und schließlich Freilandversuche bauen aufeinander auf bzw. ergänzen sich. Sie geben Aufschluss über die komplexen kurzfristigen Wirkungen und Veränderungen, die sich bei oberflächlicher Aufgabe der Mischungen in den verschiedenen miteinander vernetzten Ökosystemkompartimente Boden, Vegetation und Hydrosphäre ergeben. Als Bewertungshilfen der Wirksamkeit werden die Zielvorstellungen von Bodenschutzmaßnahmen mit Dolomit herangezogen.

Mindestanforderungen an potentielle Untersuchungssubstanzen sind Ökosystemverträglichkeit, hohe Pufferkapazitäten (entspricht Säureneutralisationskapazität) und einfache Handhabbarkeit (LANDESFORSTEN 1999). Von besonderem Interesse waren Substanzen mit einem hohen Anteil karbonatisch und/oder silikatisch gebundenem Calcium und Magnesium. Aufgrund der in verschiedenen Bundesländern ausgeübten Praxis der Beimischung von Phosphat zum Kalk/Dolomit wurden auch Phosphorquellen untersucht. Sekundäre Kaliumquellen wurden in das Projekt aufgenommen, da mittelfristig neben einer Verarmung der Böden an Calcium und Magnesium großflächig mit Kaliummangel gerechnet werden muss. Die untersuchten Sekundärrohstoffe sind in Tabelle 1.1 aufgelistet.

Substanz	Abkürzung	Herkunft	Elemente
Reaktorkorn Kalkkeim	RK	Brauchwasseraufbereitung	Ca
Reaktorkorn Quarzkeim	RQ	Trinkwasseraufbereitung	Ca
Enthärter Schlamm	ES	Trinkwasseraufbereitung	Ca
Pfannenschlacke	PS	Stahlverhüttung	Ca
Totgebrannter Magnesit	M _m	Feuerfestrecycling	Mg
Magnesitstaub	M	Rohmagnesitaufbereitung	Mg
Magniphos	MP	Düngemittelproduktion	Mg, P
Tiermehl asche	TMA	Tiermehl-Monoverbrennung	Ca, P, K
Bimsmehl	BM	Bimssteinaufbereitung	K
Perlitstaub	P	Perlitblähung (Dämmmaterialien)	K
Mutterlauge	ML	Kosmetikindustrie	K

Tab. 1.1: Untersuchte potentielle Sekundärrohstoffe

Referenzdolomit – DOL

Der als Referenzmaterial eingesetzte mitteldevonische Dolomit 0-2 (DOL) wurde von der Nikolaus Müller Kalkwerk Natursteinwerke GmbH + Co. KG bereit gestellt. Dieser Dolomit wird in Rheinland-Pfalz neben anderen Dolomiten bei Bodenschutzkalkungen verwendet.

Calciumquellen

Der Untersuchung von Sekundärkalken aus der Wasseraufbereitung kam eine wichtige Rolle quasi als Grundsubstanz zu. In Rheinland-Pfalz und Saarland fallen jährlich jeweils etwa 20.000 t Sekundärkalk aus der Schnellentkarbonisierung an, in den Grenzgebieten zu Hessen und Baden-Württemberg kommen weitere 4.000 t hinzu;

Enthärter Schlamm aus der Langsamentkarbonisierung entsteht dagegen nur in geringeren Mengen (< 1000 t) (KLOSE, mündlich). Damit können basierend auf den Zahlen von 2002/2003 rein rechnerisch fast 50 % des Kalkbedarfes der Forstwirtschaft in diesen Regionen mit Kalken aus kommunalen und industriellen Wasseraufbereitungsanlagen gedeckt werden.

Der Einsatz von Enthärterkalken bietet in mehrfacher Hinsicht Vorteile. Aufgrund des flächendeckenden Netzes von Wasseraufberei-

tungsanlagen in Deutschland können die Transportwege und -kosten zum Einsatzort gering gehalten werden. Beim Einsatz in gemeindeeigenen Wäldern kann der Kalk aus den eigenen Wasserwerken verwendet werden. Außerdem stammt ein Großteil des Wassers aus waldbeeinflussten Einzugsgebieten. Beim Einsatz von Enthärterkalk wird dem Waldboden das durch Bodenversauerung und Auswaschung entzogene Calcium zu einem gewissen Prozentsatz in einem Kreislauf wieder zugeführt (Abbildung 1.1).

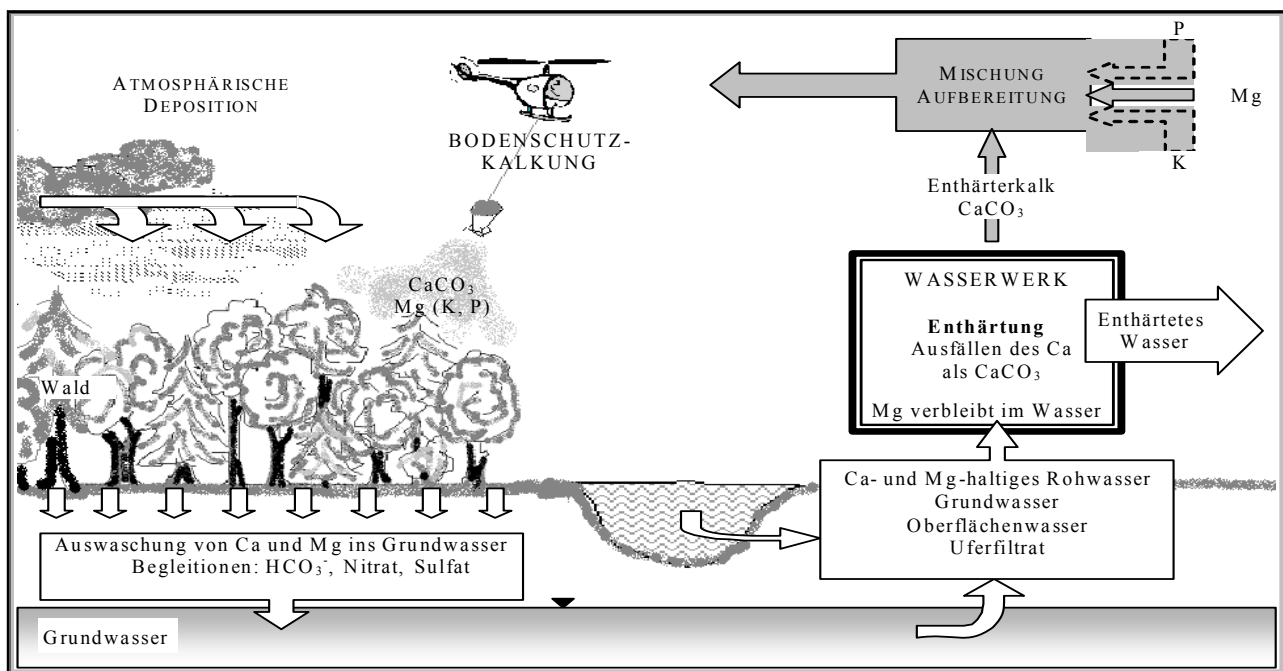


Abb. 1.1: Entstehung und Einsatz von Enthärterkalken

Reaktorkorn Kalkkeim – RK

Reaktorkorn Kalkkeim (RK) fällt bei der Schnellentkarbonisierung zur Gewinnung von Brauchwasser für das BASF-Werk Ludwigshafen aus Grund- und Rheinwasser an. Zu Beginn des Aufbereitungsprozesses entstehende kleine Kalkkörnchen fungieren im weiteren Verlauf als Kristallisationskeime. Durch die festgelegte Prozesssteuerung ist das Korngrößenspektrum enger als beim Einsatz von Quarzsand und besser reproduzierbar. Das enthaltene Calcium liegt überwiegend in karbonatischer Bindung vor.

Reaktorkorn Quarzkeim ungebrochen und gebrochen – RQ/RQx

Reaktorkorn Quarzkeim (RQ) fällt bei der Schnellentkarbonisierung mit Einsatz von Quarzsand zur Gewinnung von Trinkwasser der Stadt Mainz aus dem Wasserwerk Eich an. Das Wasser wird aus Grundwassertiefbrunnen entnommen, die durch Uferfiltrat beeinflusst sein können. Das enthaltene Calcium liegt überwiegend in karbonatischer Bindung vor. Neben der ungebrochenen Form (RQ) wird mittels Backenbrecher gebrochenes Reaktorkorn Quarzkeim verwendet (RQx). Ein Ausbringversuch mit einem terrestrischen Verblasegerät ergab ein Brechen der Körner und eine Erhö-

hung der Reaktivität bei RQ von 32 % auf 63-77 % (s. BIHL 2002, 2003). Obwohl es während des Verblasens auch bei RK durch Brechen der Körner zu einer Erhöhung der Reaktivität (62-79 %) kam, wurde wegen der mit 50 % bereits hohen Reaktivität des ungebrochenen Korns auf eine RKx-Variante verzichtet.

Enthärterschlamm - ES

Enthärterschlamm (ES) fällt bei der Langsam-entkarbonisierung zur Gewinnung von Trinkwasser aus Grundwasser im Wasserwerk Rodalben an. Das enthaltene Calcium liegt hauptsächlich in karbonatischer Bindung vor mit einem geringen Anteil unverbrauchter Kalkmilch.

Wegen des hohen Wassergehaltes des ES muß er vor dem Einsatz entwässert werden. Dies kann thermisch oder mechanisch/physikalisch durch Erhitzen, Filterpressen oder Trocknungsmittel geschehen. Aufgrund des hohen Energieaufwandes zur Pressung und Erhitzung wurde dem Enthärterschlamm in diesem Projekt Bimsmehl oder Perlitstaub als Trocknungsmittel zugesetzt. Beide Materialien sind gute Wasserspeicher (siehe Bimsmehl und Perlitstaub) und enthalten außerdem Kalium in silikatischer Bindung.

Pfannenschlacke – PS

Pfannenschlacke (PS) fällt bei der Verhüttung unlegierten Stahls in der Dillinger Hütte aus den Verunreinigungen des Erzes und zugegebenem Sand an. Hochofenschlacken werden auch als Hüttenkalke bezeichnet. PS zeichnet sich durch seine relative Schwermetallfreiheit (besonders von Chrom und Nickel) aus. Das enthaltene Calcium und Magnesium liegt in oxidischer Bindung vor.

Magnesiumquellen

Um in Aufbau und Wirkung den praxisüblichen Dolomiten zu entsprechen, mussten die untersuchten potentiellen Puffersubstanzen aus mehreren verschiedenen Sekundärrohstoffen zusammengemischt werden. So enthalten Enthärterkalke generell nur geringe Anteile von

Magnesium, da dieses während der Aufbereitung als Hydrat in Lösung bleibt. Ein Mischungspartner ist dann Magnesit.

Magnesit, totgebrannt – M_m

Sogenannter totgebrannter Magnesit (M_m) ist Feinmaterial aus dem Recycling von Feuerfestmaterial (z.B. Hochofenverkleidungen) der Hüttenwerksrecyclinganlage Dünkirchen der Firma Minera. Das enthaltene Magnesium liegt in karbonatischer und oxidischer Bindung vor.

Magnesitstaub – M

Magnesitstaub (M) fällt als Feinmaterial bei der Gewinnung und Verarbeitung (Zerkleinern und Brennen) von Rohmagnesit an. Das verwendete Material stammt aus einem magnesitverarbeitenden Betrieb in China. Für den Transport wird der teilweise gebrannte Magnesitstaub zu Kuchen gepresst. Das Magnesium liegt in karbonatischer und oxidischer Bindung vor.

Magniphos – MP

Magniphos (MP) ist ein Abfallmaterial aus der Phosphorsäure- und Düngemittelherstellung der Firma Prayon-Rupel. Da neben Magnesium hohe Phosphoranteile enthalten sind, wird MP auch als Phosphorquelle eingesetzt. Das enthaltene Magnesium liegt in karbonatischer, sulfatischer und phosphatischer Bindung vor.

Kaliumquellen

Bimsmehl – BM

Bimsmehl (BM) fällt als Feinmaterial mit 30 % der Produktionsmenge beim Abbau und der Verarbeitung von Bimsstein in der Grube Neuwied der Firma Raab GmbH an. Das verwendete Material stammt von einer Halde aus den 40er Jahren des letzten Jahrhunderts. BM kann sein Eigengewicht an Wasser binden und wurde deshalb in diesem Projekt auch dem Enthärterschlamm als Trocknungsmittel zugesetzt (Varianten ESMBM, ESMBM+TMA). Das enthaltene Kalium liegt in silikatischer Bindung vor.

Perlitstaub – P

Perlitstaub (P) fällt als Feinmaterial mit 3 % der Produktionsmenge bei der thermischen Expansion (Blähung) von Rohperlit bei 1100°C im Werk Dortmund der Deutsche Perlite GmbH an. Perlit ist ein vulkanisches Gestein, das in geblähtem Zustand hervorragende Dämm- und Saug Eigenschaften besitzt. P kann das Fünffache seines Eigengewichtes an Wasser aufnehmen und wurde deshalb in diesem Projekt dem Enthärter Schlamm als Trocknungsmittel zugesetzt (Varianten ESMP, ESMP+TMA). Das enthaltene Kalium liegt in silikatischer Bindung vor.

Mutterlauge – ML

Mutterlauge (ML) ist erschöpfte Stammlösung aus der Methioninherstellung in der Kosmetikbranche der Degussa-AG. Mutterlauge liegt flüssig vor und bedarf zur besseren Händlichkeit wie Enthärter Schlamm (ES) eines Aufnahmemittels. Das Kalium liegt in sulfatischer Bindung vor.

Phosphorquellen

Auch phosphorhaltige Sekundärrohstoffdünger gewinnen stetig an Bedeutung, da etwa 90 % der Primärphosphate zu Düngemitteln verarbeitet werden und die weltweiten Rohphosphatreserven Schätzungen zufolge noch etwa 50 bis 200 Jahre vorhalten (ROGASIK 2002).

Tiermehlasche – TMA

Tiermehl hat einen mit Braunkohle vergleichbaren Heizwert und kann in zirkulierenden Wirbelschichtöfen (ZWS-Öfen) als Primär- und Monobrennstoff eingesetzt werden. Nach dem Verbot des Verfütterns von Tiermehl durch das Verfütterungsverbotsgesetz (VerfVerbG 2001) nach dem gehäuften Auftreten von BSE-Fällen ist Tiermehlasche (TMA) der Verbrennungsrückstand von Tierkörpermehl aus Niedrig-Risiko-Material. Die bei den Untersuchungen eingesetzte TMA stammt aus einem Monoverbrennungsversuch der SARIA Bio-Industries GmbH & Co in der ZWS-Anlage des Lippewerks der Firma Rethmann,

Lünen. Die erhöhten Metallgehalte ergeben sich durch die Zufütterung von Zinkoxid und Kupfersulfat zur Wachstumsförderung in der Viehhaltung, Pansenmagnete und auch Messing-Ohrmarken (Dr. Kuhn, per Email). Neben Phosphor enthält TMA nennenswerte Gehalte an Calcium und Kalium sowie etwas Magnesium in phosphatischer, sulfatischer, silikatischer und chloridischer Bindung. Tiermehlaschen sind durch die hochtemperaturige Verbrennung (> 850°C) aus hygienischer Sicht unbedenklich (HONIKEL 2001). Bei einem jährlichen Anfall von 634.000 t Tiermehl (Tier-, Fleischknochen- und Blutmehl, ohne Tierfett) mit einem Aschegehalt von ca. 20 % und einem durchschnittlichen Phosphatgehalt von 35 % P₂O₅ in der Asche werden 44.380 t Phosphat bereitgestellt.

Herkunftsprozess		Verwendung/ Entsorgung	Menge
Calciumquellen			
Reaktorkorn Quarz-keim (RQ)	Trinkwasserenthärtung	Deponie, Klärschlammkonditionierung	3.000 t/a
Reaktorkorn Kalk-keim (RK)	Brauchwasserenthärtung	Eigenbedarf 7.000 t/a Deponie, Kalk- und Zementwerke, z.T. Straßenbau	15.000-18.000 t/a
Enthärter Schlamm (ES)	Trinkwasserenthärtung	Deponie, Landwirtschaft	50 t/a
Pfannenschlacke (PS)	Stahlverhüttung	Deponie, Straßenbau, Düngemittel in der Landwirtschaft	30.000 t/a
Magnesiumquellen			
Totgebranntes Magnesit (M _m)	Feuerfestrecycling	Feuerfestindustrie Landwirtschaft	1.000 t/a
Magnesitstaub (M)	Rohmagnesitaufbereitung (Bau-/Feuerfestindustrie)	Deponie Einsatz in der Landwirtschaft	k.A.
Magniphos (MP)	Düngemittelproduktion	Landwirtschaft	k.A.
Kaliumquellen			
Bimsmehl (BM)	Bimssteinabbau und -aufbereitung (Bauindustrie)	Wiederverfüllung Gruben Pflanzsubstrat, Kosmetikindustrie, Klärschlammkonditionierung	6.500 t/a (5-Tage-Woche)
Perlitstaub (P)	Perlitblähung (Dämmmaterialherstellung)	Etwa 50 % Deponie, Bauindustrie (konjunkturabhängig), Ziegelindustrie (Porosierung), Klär-/ Problemschlammkonditionierung, Filtermaterial oder Schlackenbildner bei der Stahlverhüttung	3.100 m ³ /a
Mutterlauge (ML)	Kosmetikindustrie	Landwirtschaft	k.A.
Phosphorquellen			
Tiermehlasche (TMA)	Tiermehlmonoverbrennung z.Z. 42.000 t TM/a Maximalkapazität 72.000 t/a	Deponierung (falls Zuschläge) Düngemittel/ Futterzusatz	14.500 t/a (Maximalkapazität)
Magniphos (MP)	s. Magnesitquellen		

Tab. 1.2: Übersicht über die untersuchten Substanzen mit Herkunftsprozess, jährlich anfallender Menge im Herkunftsbetrieb und bisherige Verwendung soweit bekannt (Quelle: Informationsmaterial und mündliche Mitteilungen von Mitarbeitern der Betriebe).

1.1.2 Methoden der Untersuchungen

Ein Screening mittels Gefäß- oder Mitscherlichversuch diente zur Erschließung und Auswahl potentieller Nährstofflieferanten und Komponenten der Sekundärrohstoffmischungen. Neben der chemischen Analyse flossen bei der Bewertung auch nicht quantifizierbare Kriterien wie Geruch und Verhalten bei der Ausbringung mit ein. Die eigentlichen Eignungsuntersuchungen der Sekundärrohstoffmischungen konzentrierten sich auf die zeitliche Veränderung der Bodenlösung unterschiedlicher Tiefenstufen und die Verbesserung der Pflanzenvitalität in Laborversuchen (Löslichkeitsversuch, Perkolationsversuch an ungestörten Bodenproben), Außenanlagen (Kleinsimuliersversuch, Keim- und Wachstumsversuch) und im Freiland. Im Lysimeterversuch werden ökosystemnähere Bedingungen simuliert. Die Versuchsanordnung (Tab. 1.3) sollte Aufschluss über die Änderung der Zusammensetzung der Bodenlösung und die Wechselwirkungen der Mischungen mit Boden und Pflanze geben. Von besonderem Interesse waren die Aufnahme von Nährelementen und Schadstoffen in die Pflanze sowie generell die Pflanzenverträglichkeit, außerdem das Gefährdungspotential durch Auswaschung von Nitrat in tiefer gelegene Bodenhorizonte.

Im Löslichkeitsversuch wurden mögliche (Im-) Mobilisierungsprozesse von Inhaltsstoffen der Sekundärrohstoffe untersucht.

Der Perkolationsversuch an ungestörten Bodenproben simuliert die Vorgänge im Boden nach der Behandlung mit den Sekundärrohstoffen über einen Zeitraum von einem Jahr mit definierter Niederschlagsmenge und Säurefracht in einer Art Zeitrafferverfahren. Die Ergebnisse lassen sich laut HILDEBRAND (1991) gut auf Freilandbedingungen übertragen.

Im Keim- und Wachstumsversuch sollten neben Hinweisen auf eine Beeinträchtigung der Keimung auch Rückschlüsse über den Anteil der Einzelbestandteile auf die Aufnahme bestimmter Elemente gezogen werden können. Im Freilandversuch unterliegen die Mischun-

gen den komplexen Wirkungsprozessen im Ökosystem Wald mit Wetter und lebenden Organismen. Daraus sollten sich Hinweise beim Einsatz der Mischungen in der Praxis wie etwa die Reaktion der Bodenvegetation und das Gefährdungspotential für Nitratauswaschung in tiefere Bodenschichten und Grundwasser ableiten lassen.

Screeningtests von potentiellen Puffersubstanzen und Nährstofflieferanten auf Sekundärrohstoffbasis

Die Inhaltsstoffe der Sekundärrohstoffe wurden nach den Vorschriften des VD-LUFA-Methodenhandbuchs für Düngekalkuntersuchungen analysiert. MgO wurde abweichend davon mit stärkerer Säurekonzentration ($c(\text{HCl}) \approx 6 \text{ mol/l}$) aufgeschlossen, da Magnesiumkarbonat mit den vorgeschriebenen Tests nur unvollständig aufgeschlossen wird.

An den Einzelsubstanzen wurden vom Institut Fresenius und der LUFA Speyer Wassergehalt, Glühverlust, Reaktivität nach SAUERBECK-RIETZ (pH 2,0) und die Gesamtgehalte an As, Al, Ba, Ca, Cd, Cl, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Nb, Ni, P, Pb, Rb, S, Si, Sr, Ti, Tl, V, Y, Zn, Zr und N bestimmt. Im bodenphysikalischen Labor der FAWF wurde darüber hinaus eine Korngrößenanalyse durchgeführt.

Vorversuch

Screening (Gefäß- bzw. Mitscherlichversuch)

Screening der einzelnen (aufbereiteten) Substanzen

Vorauswahl geeigneter Ca-, Mg-, K- und P-Quellen für die weiteren Versuche

- ☛ Aufbringung der Substanzen auf Ah-Material, Bewässerung mit Bestandesniederschlag
- ☽ Verhalten bei der Ausbringung und auf der Bodenoberfläche
- ☽ Analyse der Sickerwässer
- ☽ Pflanzenverträglichkeit über Kresseversuch

Eignung der Sekundärrohstoffmischungen

Lysimeterversuch

Wechselwirkungen mit Boden und Pflanzen

- ☛ Untersuchung von Sekundärrohstoffmischungen
- ☛ Aufbringung der Substanzen auf (gestörtem) horizontiertem Bodenmaterial mit einem Bewuchs junger Buchen und Bewässerung
- ☽ Chemische Analyse der Sickerwässer unterschiedlicher Tiefenstufen
- ☽ Berechnung der Frachten, die das System verlassen
- ☽ Aufnahme von Pflanzenvitalitätskennwerten
- ☽ Chemische Analyse des Pflanzenmaterials

Löslichkeitsversuch

Freisetzungsdynamik/ Lösungsraten von Ca, Mg, K, P

- ☛ Untersuchung von Einzelsubstanzen und Mischungen
- ☛ Aufbringung der Substanzen auf Quarzsand und Bewässerung mit definierter Säurefracht
- ☽ Chemische Analyse der Sickerwässer
- ☽ Berechnung der Nachhaltigkeit des Pufferwirkung für die Mischungen

Perkolationsversuch hintereinandergeschalteter ungestörter Bodenproben

Wechselwirkungen der Bodenlösung in den verschiedenen Horizonten

- ☛ Untersuchung von Mischungen
- ☛ Aufbringung der Substanzen auf ungestörte Bodenproben und Bewässerung mit definierter Säurefracht.
- ☛ Simulation eines Jahres im Zeitraffer
- ☽ Chemische Analyse der Sickerwässer

Keim- und Wachstumsversuch

Ableitung der Einflüsse auf Naturverjüngung und die Pflanzenversorgung

- ☛ Untersuchung von Einzelsubstanzen und Mischungen
- ☛ Aufbringung der Substanzen auf ein Quarzsandtorfgemisch unter kontrollierten Bedingungen (Keimschrank) und im Freien (Außenanlage)
- ☽ Aufnahme von Keimverhalten und Vitalitätskennwerten
- ☽ Chemische Analyse des Pflanzenmaterials

Freilandversuch

Wirkungen und Verträglichkeit auf das Ökosystem Wald

- ☛ Untersuchung einer CaMg- und einer CaMgKP-Mischung
- ☛ Aufbringung der Substanzen im Wald
- ☽ Chemische Analyse der Sickerwässer unterschiedlicher Tiefenstufen
- ☽ Berechnung der Frachten, die das System verlassen (Belastung Hydrosphäre)
- ☽ Aufnahme der Bodenvegetation

Tab. 1.3: Auflistung der Versuchsschritte

Die Pufferwirkung der Substanzen wurde über die Gesamtsumme basischer Kationen [potentielle Säureneutralisationskapazität $SNK_{pot} = \sum(Ca, Mg, K)$ in der Einheit (kmol IÄ t^{-1} TG)] abgeschätzt und die Säureneutralisationsrate (SNR) über die Reaktivität nach SAUERBECK-RIETZ bei pH 2,0 berechnet. Die von

den LANDESFORSTEN (1999) angegebenen Grenzwerte gelten in der Regel nur bei der Kalkausbringung in rheinland-pfälzischen Wäldern ohne Düngerzugaben (Tabelle 1.4). Bei der Bewertung und Auswahl der Mischungskomponenten dienen sie als Richtwerte.

Reaktivität	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr(ges.) (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Grenzwert > 10 %	20 (40)	0,7 (1,0)	240 (300)	0,5 (1,0)	10 (80)	200 (150)

Tab. 1.4: Anforderungen an die Reaktivität und den Schwermetallgehalt von Puffersubstanzen (Trockengewicht) in Rheinland-Pfalz (LANDESFORSTEN 1999), die Werte in Klammern geben die Grenzwerte, bzw. Kennzeichnungswerte laut Düngemittelverordnung an (DüMV 2003).

Im Gefäßversuch wurden sieben Substanzen (RK, RQ, RQx*, MP, PS, TMA, BM – Abk. in Tabelle 1.2) und zwei Mischungen (ESM_mBM, MLP) mit einer Aufbringmenge von äquivalenten 5 t ha⁻¹ getestet (Tabelle 1.5).

In Abbildung 1.2 sind die aus der chemischen Analyse der berechneten aufgebrauchten Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor dargestellt. Mit der Aufgabe von je 5 t Frischgewicht ha⁻¹ wurden bei den Calcium-

quellen mit Ausnahme der Enthärter Schlamm-mischung und RQx* ähnliche Calciummengen aufgebracht, die jedoch über DOL liegen. Die Magnesiummengen sind von DOL verschieden, sie betragen etwa die Hälfte (ESM_mBM) bzw. das Doppelte (MP). Mit TMA wurde fast genauso viel Calcium aufgegeben wie mit RQ und RK und etwa das Doppelte an Phosphor als mit MP.

Variante	Elemente	Äquivalente Aufbringmenge und Mischungsbestandteile (Gewichts-%)
Kontrolle		
DOL	CaMg	5 t ha ⁻¹
RK	Ca	5 t ha ⁻¹
RQ	Ca	5 t ha ⁻¹
RQx*	Ca	5 t ha ⁻¹
PS	Ca	5 t ha ⁻¹
MP	MgP(CaK)	5 t ha ⁻¹
TMA	CaP(K)	5 t ha ⁻¹
BM ⁽²⁾	K	5 t ha ⁻¹
MLP	K	5 t ha ⁻¹ 70 % ML + 30 % P
ESM _m BM	CaMgK	5 t ha ⁻¹ 60 % ES ⁽¹⁾ + 30 % M _m + 10 % BM ⁽²⁾

⁽¹⁾ Wassergehalt ES 90 %, ⁽²⁾ Wassergehalt BM 1,25%

Tab. 1.5: Aufstellung der im Gefäßversuch eingesetzten Varianten

Der Gefäßversuch wurde von Juni 2001 bis Februar 2002 in einer Vegetationshalle der Agrarversuchstation der BASF in Limburgerhof

durchgeführt. Die Halle konnte vollständig geöffnet werden und schloss sich bei Regenereignissen selbsttätig.

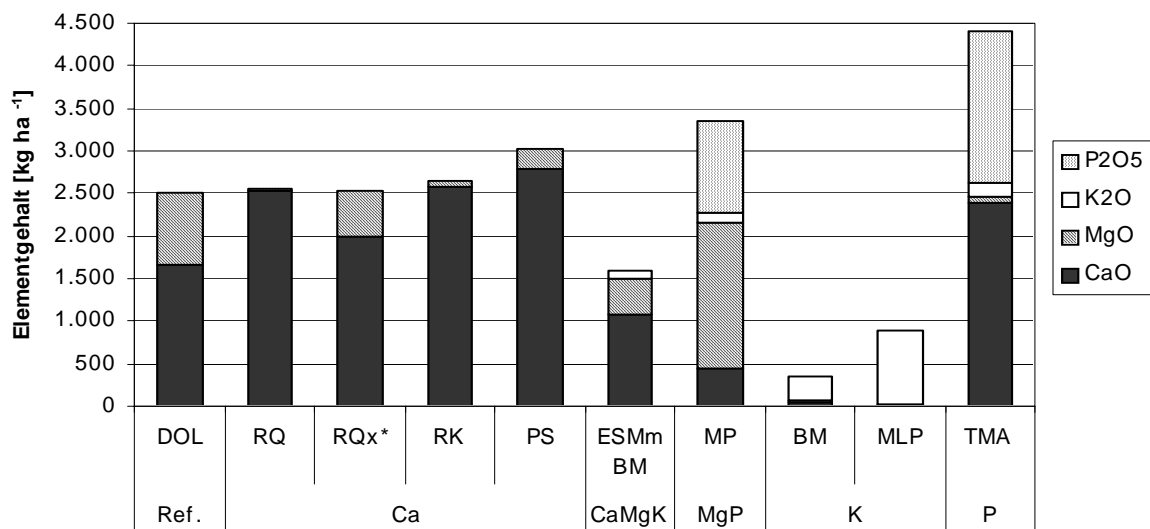


Abb. 1.2: Im Gefäßversuch aufgebrauchte Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor pro Hektar (kg ha⁻¹).

Die Mitscherlichgefäße mittlerer Größe wurden mit getrocknetem und auf 2 mm gesiebtm Ah-Material befüllt (Abbildung 1.3, siehe Seite 53).

Das Bodenmaterial wurde aus der späteren Freilandversuchsfläche „Hochspeyer“ entnommen. Die Verteilung der Varianten auf die Gefäße erfolgte durch Blockbildung und Randomisierung. Pro Variante wurden vier Gefäße beschickt, wöchentlich mit umgerechnet 1000 mm Bestandes-Jahresniederschlag der Fläche Hochspeyer beregnet und die gemischten Sickerwässer von zwei Wochen filtriert und bis zur Analyse in der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Speyer bei +5°C im Kühlschrank gelagert.

Die ESM_mBM-Variante wurde fünf Wochen nach Versuchsbeginn aufgebracht und entsprechend länger mit der O-Variante (O+) im Versuch belassen. Die zum Schutz vor Verdunstung abgedeckten Mitscherlichgefäße wurden auf einem Transportband regelmäßig umpositioniert.

An den Sickerwasserproben wurden pH und Leitfähigkeit sowie in der LUFA Speyer die Konzentrationen von Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr,

Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, PO₄-P, SO₄-S, NH₄-N, NO₃-N, N_{org}, N_{ges} und DOC bestimmt. Der pH-Wert wurde elektrometrisch, die Leitfähigkeit konduktometrisch, die Elemente mittels ICP-OES, die Stickstoffformen photometrisch und der DOC-Gehalt nach katalytischer Verbrennung IR-spektrometrisch gemessen. Bei der Auswertung der Elementgehalte in den Lösungen wurden die nach der Sickerwassermenge gewichteten Werte verwendet.

Neben der chemischen Analyse der Substanzen und der Sickerwässer wurden während des Versuchs auftretende Beobachtungen aufgezeichnet, die einen möglichen Einsatz im Wald beeinflussen können, z.B. Geruchsentwicklung oder Vermörtelung bei Kontakt mit Wasser sowie die Beeinträchtigung oder Hemmung von Moos- und Pilzbewuchs.

Im Verlauf des Versuchs wurde in den Gefäßen unterschiedlich starker Moosbewuchs festgestellt. Daraufhin wurde in einem Kresseversuch die Pflanzenverträglichkeit aller Varianten und Mischungsbestandteile in der jeweiligen Aufgabemenge getestet. Je acht Gramm Kressesä-

men wurde in kleinen Plastikschaalen auf Filterpapier und Substanz aufgebracht und über einen Zeitraum von 17 Tagen mit Leitungswasser bewässert. Aufgrund der wasserspeichernden Eigenschaften einiger Substanzen und dem unterschiedlichen Aufwuchs wurde nach Bedarf bewässert.

Nach Versuchsabschluss (= Welkebeginn der Kresse) wurden die Substanzen/Mischungen in drei Gruppen eingeteilt:

Gruppe A Substanzen ohne negativen Einfluss auf die Keimung

Gruppe B Substanzen mit Einschränkung der Keimung

Gruppe C Substanzen mit Keimhemmung

Die Verträglichkeit der Substanzen gegenüber der Kresse ist lediglich als Schätzer bzw. Hinweis auf eine allgemeine (Un-)Verträglichkeit gegenüber Pflanzen zu verstehen. Die Verträglichkeit für Waldpflanzen und Naturverjüngung wurde im Lysimeter- und im Keim- und Wachstumsversuch überprüft.

Untersuchte Sekundärrohstoffmischungen

Alle Sekundärrohstoffmischungen setzen sich mindestens aus einer Calcium- und einer Magnesiumquelle zusammen (CaMg-Mischung), einigen Mischungen wurde Kalium (CaMgK-Mischung) bzw. Kalium und Phosphor zugesetzt (CaMgKP-Mischung). Tabelle 1.6 gibt einen Überblick über die Sekundärrohstoffmischungen.

Folgende Komponenten wurden für die Sekundärrohstoffmischungen ausgewählt:

- Calciumkomponente RK, RQ, RQx, ES
- Magnesiumkomponente M
- Kaliumkomponente BM, P
(fungieren zusätzlich als Trocknungsmittel)
- Phosphorkomponente TMA
(Abk. in Tabelle 1.2 ,erläutert)

Aufgrund der Erhöhung der Reaktivität von RQ durch das Brechen der Körner wurde RQx als zusätzliche Calciumkomponente aufgenommen. Verwendet wurde unter Vermeidung von Verunreinigung erneut gebrochenes Reaktorkorn Quarzkeim mit einer Reaktivität von 54 %.

Der CaO- und MgO-Gehalt wurde durch die Wahl der Dolomit-Äquivalentmenge (5 bzw. 6 t ha⁻¹) bestimmt. Da im Lysimeterversuch 6t-DOL-Gehaltsäquivalente verwendet wurden, erhalten diese Mischungen zur besseren Unterscheidung den Index (6). Die Mengen an zugegebenem K₂O und P₂O₅ von jeweils 100 kg ha⁻¹ orientieren sich an praktischen Erfahrungen (KILIAN et al. 1994), die höhere Kaliummenge im Lysimeterversuch von 160 kg ha⁻¹ resultierte aus dem hohen Bedarf des Enthärter-schlammes an Wasserbindemittel.

Zur besseren Unterscheidung werden die potentiellen Sekundärrohstoffdünger und ihre Mischungen vereinfacht als Sekundärrohstoffvarianten bzw. -Mischungen bezeichnet.

Je nach Calciumquelle werden die Mischungen in Reaktorkornvarianten (RKM, RQxM, RQM) und Enthärter-schlammvarianten (ESMBM, ESMP, ESMBM+TMA, ESMP+TMA) unterschieden.

Im Anhalt an die jeweilige Sekundärrohstoffzugabe wird von Bismehlvarianten/-mischungen (ESMBM, ESMBM+TMA), Perlitvarianten/-mischungen (ESMP, ESMP+TMA) und Tiermehlvarianten/-mischungen (ESMBM+TMA, ESMP+TMA) gesprochen.

Lysimeter			
6 t ha ⁻¹ DOL-Äquivalente: 2000 kg ha ⁻¹ CaO, 750 kg ha ⁻¹ MgO; Beimischung 160 kg ha ⁻¹ K ₂ O, 100 kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅			
RKM ₍₆₎	CaMg	5,1 t ha ⁻¹	79 % RK + 21 % M
RQxM ₍₆₎	CaMg	5,2 t ha ⁻¹	79 % RQx + 21 % M
ESMBM ₍₆₎	CaMgK	9,8 t ha ⁻¹	58 % ES ⁽¹⁾ + 11 % M + 31 % BM ⁽⁴⁾
ESMBM+TMA ₍₆₎	CaMgKP	10,1 t ha ⁻¹	56 % ES ⁽¹⁾ + 11 % M + 30 % BM ⁽⁴⁾ + 3 % TMA
Freiland			
5 t ha ⁻¹ DOL-Äquivalente: 1600 kg ha ⁻¹ CaO, 650 kg ha ⁻¹ MgO; Beimischung 100 kg ha ⁻¹ K ₂ O, 100 kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅			
RKM	CaMg	4,1 t ha ⁻¹	78 % RK + 22 % M
ESMBM+TMA	CaMgKP	6,9 t ha ⁻¹	56 % ES ⁽²⁾ + 13 % M + 26 % BM ⁽⁴⁾ + 5 % TMA
Löslichkeit, Keimung/ Wachstum			
Die Einzelsubstanzen wurden entsprechend ihrem Mengenanteil in den Mischungen aufgebracht.			
RK	Ca	3,2 t ha ⁻¹	
RQ	Ca	3,4 t ha ⁻¹	
RQx	Ca	3,4 t ha ⁻¹	
ES ⁽³⁾	Ca	3,2 t ha ⁻¹	
M	Mg	0,9 t ha ⁻¹	
BM ⁽⁵⁾	K	2,0 t ha ⁻¹	
P	K	3,0 t ha ⁻¹	
TMA	P	0,3 t ha ⁻¹	
Löslichkeit, Keimung/ Wachstum, Perkolation			
5 t ha ⁻¹ DOL-Äquivalente: ±1600 kg ha ⁻¹ CaO, ±650 kg ha ⁻¹ MgO; Beimischung 100 kg ha ⁻¹ K ₂ O, 100 kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅			
RKM	CaMg	4,1 t ha ⁻¹	78 % RK + 22 % M
RQM	CaMg	4,2 t ha ⁻¹	79 % RQ + 21 % M
RQxM	CaMg	4,2 t ha ⁻¹	79 % RQx + 21 % M
ESMBM	CaMgK	6,6 t ha ⁻¹	59 % ES ⁽²⁾ + 14 % M + 27 % BM ⁽⁴⁾
ESMP	CaMgK	7,1 t ha ⁻¹	50 % ES ⁽²⁾ + 12 % M + 38 % P
ESMBM+TMA	CaMgKP	6,9 t ha ⁻¹	56 % ES ⁽²⁾ + 13 % M + 26 % BM ⁽⁴⁾ + 5 % TMA
ESMP+TMA	CaMgKP	7,4 t ha ⁻¹	48 % ES ⁽²⁾ + 11 % M + 37 % P + 4 % TMA

^{1, 2, 3} Wassergehalt ES: ⁽¹⁾ 90 %, ⁽²⁾ 83 %, ⁽³⁾ 21 %; ^{4, 5} Wassergehalt BM: ⁽⁴⁾ 1,25%, ⁽⁵⁾ 12,24 %

Tab. 1.6: Übersicht der Varianten. Aufgeführt sind die geforderten Mengen an Ca, Mg, K und P, die jeweiligen Hauptnährstoffe, Aufbringmenge (Frischgewicht) und Bestandteile der Mischungen (Anteile in Gewichts-%). Jede Versuchsanordnung enthält zusätzlich eine Referenzvariante DOL (Ausnahme Freiland) und eine Kontrolle (O).

Lysimeterversuch

Im Lysimeterversuch wurden die vier Sekundärrohstoffmischungen RKM₍₆₎, RQxM₍₆₎, ESMBM₍₆₎ und ESMBM+TMA₍₆₎ auf je drei Lysimetern aufgebracht und von Mai 2002 bis Juni 2003 gegen die Kontrollvariante O getestet. Ein Lysimeter wurde mit DOL₍₆₎ beschickt. Die Verteilung der Varianten auf die Lysimeter erfolgte per Blockbildung und Randomisierung. In jeder Variante wurden etwa 2000 kg ha⁻¹ CaO und 750 kg ha⁻¹ MgO (DOL ca. 1000

kg ha⁻¹) ausgebracht, dies entspricht in etwa den Mengenäquivalenten von 6 t DOL ha⁻¹. Durch das als Wasserbindemittel zugegebene Bimsmehl enthalten die Enthärter Schlammvarianten zusätzlich 160 kg ha⁻¹ K₂O. Der ESMBM+TMA-Variante wurden 100 kg ha⁻¹ P₂O₅ über Tiermehlasche zugesetzt. In Abbildung 1.4 sind die aufgebrachten Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor aufgetragen.

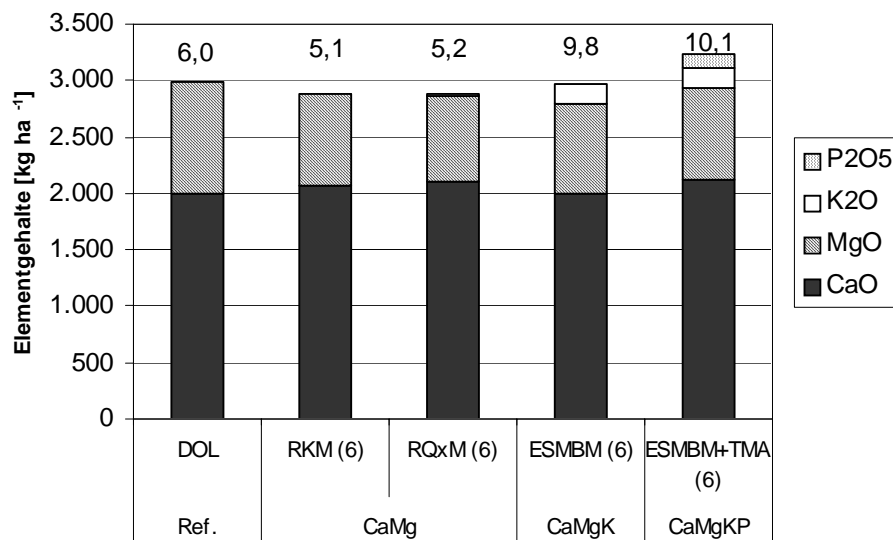


Abb. 1.4: Im Lysimeterversuch aufgebrachte Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor pro Hektar (kg ha⁻¹) und Aufbringmengen bei 6 t ha⁻¹ DOL-Mengenäquivalente (t FG ha⁻¹).

Der Lysimeterversuch wurde in einer Kleinlysimeter-Außenanlage der Agrarversuchstation der BASF in Limburgerhof durchgeführt (Abbildung 1.5, Seite 53). Die 16 je 1 m³ großen in den Boden eingelassenen Betonlysimeter wurden mit Teichfolie ausgekleidet und auf einer 60 cm hohen Filterschicht aus Sand und Kies mit einem O_h/A_h/B_v-Profil (Horizontmächtigkeiten 2 cm, 10 cm und 25 cm) versehen. In einer Reihe befanden sich je vier Lysimeter. Das Bodenmaterial wurde aus der Freilandversuchsfläche „Hochspeyer“ entnommen und Glühverlust, pH in Wasser und CaCl₂, der C-N-Gehalt mittels Elementaranalyse und Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P und S aus einem Kö-

nigswasser-Mikrowellendruckaufschluss bestimmt.

Jedes Versuchslysimeter wurde im Oktober 2001 mit 16 dreijährigen Buchen (*Fagus sylvatica*) aus dem Forstpflanzgarten Elmstein bepflanzt. Zur Minimierung von Randeffekten wurden die angrenzenden, nicht im Versuch verwendeten Lysimeter ebenfalls mit Buchen bepflanzt. Die Beregnung erfolgte durch natürlichen Niederschlag, wobei wöchentlich die Differenz zu 1000 mm Jahresniederschlag berechnet und mit destilliertem Wasser ergänzt wurde.



Schematischer Aufbau der Mitscherlichgefäße

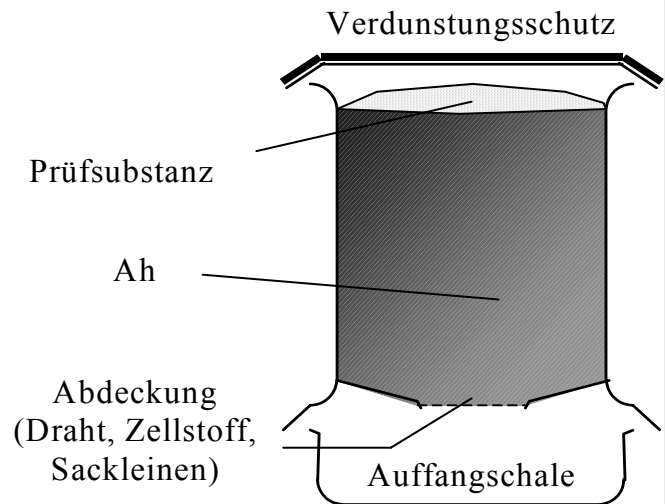


Abb. 1.3: Gefäßversuch in Limburgerhof und Aufbau der Mitscherlichgefäße.

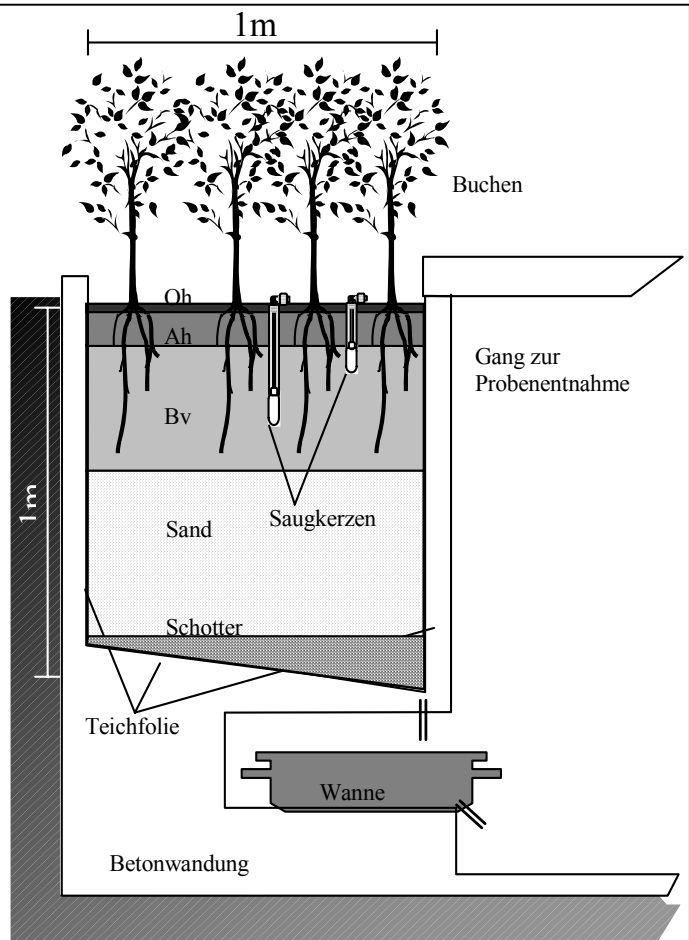


Abb. 1.5: Kleinlysimeteranlage des Lysimeterversuchs in Limburgerhof.

Zur Gewinnung von Bodenlösungen unterschiedlicher Tiefen wurden je zwei P80-Saugkerzenpaare in 10 cm und 20 cm Mineralbodentiefe (ohne O_h-Lage) eingesetzt, ein Unterdruck von etwa 0,5 bar angelegt und wöchentlich beprobt.

Die Mischproben von zwei Wochen wurden in der LUFA Speyer auf pH und Leitfähigkeit und die Konzentrationen von Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, PO₄-P, SO₄-S, NH₄-N, NO₃-N, N_{org}, N_{ges} und DOC analysiert. Zur Auswertung der Elementgehalte wurden die niederschlagskorrigierten Werte verwendet, das heißt, die ungleichmäßige Verdünnung durch unterschiedliche Sickerwassermengen wurde herausgerechnet.

Die Berechnung des Wasserhaushalts erfolgte mit einer speziell auf den Lysimeterversuch angepassten und modifizierten Version des Mehrschicht-Wasserhaushaltsmodells SIMPEL.

Aus den gemessenen Elementkonzentrationen und den berechneten Abflussdaten wurden die aus 20 cm Tiefe ausgetragenen Frachten für Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor sowie Säuren, Aluminium, Nitrat und Sulfat berechnet.

Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2003, Tabelle 1.7) werden in dieser Arbeit als Richtwert zur Abschätzung des Belastungsrisikos für Grundwasser mit Stickstoff, Aluminium und Schwermetallen eingesetzt.

Al (mg/l)	0,2	Ca (mg/l)	400
Fe (mg/l)	0,2	K (mg/l)	1 (geogen bis 50)
Mn (mg/l)	0,05	Mg (mg/l)	50 (geogen bis 120)
As (mg/l)	0,01	Na (mg/l)	150
Pb (mg/l)	0,025	Nitrat (mg/l)	50 (11,3 mg/l NO ₃ -N)
Cd (mg/l)	0,005	Ammonium (mg/l)	0,5 (geogen bis 30)
Cr (mg/l)	0,05	Phosphat (mg/l)	6,7
Ni (mg/l)	0,02	Sulfat (mg/l)	240 (geogen bis 500)

Tab. 1.7: Grenzwerte für chemische Stoffe im Trinkwasser (TrinkwV 2003)

Während der zwei Vegetationsperioden wurden in vierwöchigem Abstand die Wuchshöhen der Buchen aufgenommen und die Varianten fotografiert. Zu Beginn jeder Vegetationsperiode wurde der Zuwachs auf Null gesetzt. In die Bewertung wurden nur ausgetriebene und unverbissene Buchen aufgenommen.

Im Juni 2003 erfolgte die Ernte. Nicht angewachsene (tote) Buchen wurden verworfen. Vor der chemischen Analyse wurden für jeden Lysimeter das 100-Blatt-Gewicht, die Blattfläche mittels Blattflächenscanner und das Gesamtrockengewicht von Laub, Stamm und Wurzeln ermittelt. Der Kohlenstoffgehalt wurde von der LUFA Speyer nach katalytischer Verbrennung IR-spektrometrisch, Stickstoff über die Wärmeleitfähigkeit und Ca, Fe, K,

Mg, Mn, Fe und P nach Salpetersäuredruckaufschluss mittels ICP-OES ermittelt.

Löslichkeitsversuch

Untersucht wurden sieben Sekundärrohstoffmischungen (RKM, RQM, RQxM, ESMBM, ESMP, ESMBM+TMA und ESMP+TMA, sowie DOL) und ihre Einzelkomponenten entsprechend ihres Mengenanteils in den Mischungen. Die Reaktorkornvarianten enthalten etwa 1600 kg ha⁻¹ CaO und 650 kg ha⁻¹ MgO. ESMBM und ESMP enthalten 1400 kg ha⁻¹ CaO, 650 kg ha⁻¹ MgO und zusätzlich 100 kg ha⁻¹ K₂O aus Bimsmehl bzw. Perlit. ESMBM+TMA und ESMP+TMA enthalten 1550 kg ha⁻¹ CaO, 650 kg ha⁻¹ MgO, 100 kg ha⁻¹ K₂O und 100 kg ha⁻¹ P₂O₅ aus der Tiermehl- asche. In Abbildung 1.6 sind die mit den Mi-

schungen aufgebrauchten Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor aufgetragen.

Die Sekundärrohstoffmischungen wurden mit zweifacher Wiederholung auf gewaschenen Quarzsand (Filtrationsapparaturen) aufgebracht und über einen Zeitraum von zwei Wochen mit 700 mm Niederschlag mit einer definierten Säurefracht von $1,26 \text{ kmol}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$ berechnet (eingestellt mit $0,00018 \text{ N H}_2\text{SO}_4$). Dies entspricht in etwa Säurefracht und mittlerem Jahresniederschlag der Fläche Hochspeyer. Als Kontrolle wurden bei jedem Lauf drei Filtrationsapparaturen ohne Behandlung mit analysiert.

Die Sickerwasserproben nach 1, 2, 4, 7, 10 und 14 Tagen (entspricht 50, 100, 200, 350, 500 und 700 mm) wurden auf pH und Leitfähigkeit und in der LUFA Speyer die Konzentrationen von Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, $\text{PO}_4\text{-P}$ und $\text{SO}_4\text{-S}$ analysiert. Der Versuch wurde von Ende Juli bis Ende September 2003 in drei Läufen durchgeführt.

Die Lösungsraten der Substanzen werden durch den fehlenden Kontakt mit dem (sauren) Bodenkörper allerdings unterschätzt. Besonders beim Aufbringen silikatischer Substanzen ist die Verweildauer der Bewässerungslösung an der Substanz zu gering, um eine messbare Freisetzung basischer Kationen durch Pufferprozesse zu erreichen.

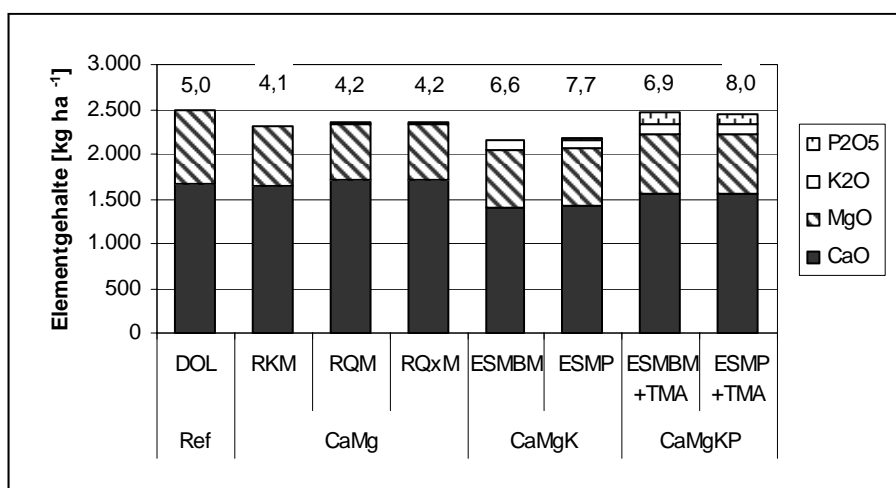


Abb. 1.6: Im Löslichkeits-, Perkolations- und Keim-/Wachstumsversuch mit den Mischungen aufgebrauchte Mengen an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor pro Hektar (kg ha^{-1}) und Aufbringmengen (t FG ha^{-1}) bei 5 t ha^{-1} DOL-Mengenäquivalenten (Frischgewicht).

Perkolationsuntersuchungen an ungestörten Bodenproben

Die Perkolationsuntersuchungen an ungestörten Bodenproben erfolgte nach der Methode von HILDEBRAND (1991) an Auflagehumus-Oberboden (Auflage, Ah) und Mineralboden (Bv). Die Bodenproben wurden mit 250 cm^3 -Stechzylindern auf der Kompensationsversuchsfläche Hochspeyer entnommen und bei 15°C in die geschlossene Perkolationsapparatur eingesetzt (siehe Abbildung 1.7, Seite 57).

Die Aufbringung, Beregnung und Beprobung der sieben Sekundärrohstoffmischungen RKM,

RQM, RQxM, ESMBM, ESMBM+TMA, ESMP und ESMP+TMA, sowie der Referenz DOL und einer unbehandelten Kontrolle (O) erfolgte analog zum Löslichkeitsversuch pro Variante in zweifacher Wiederholung. Der über eine Peristaltikpumpe (Förderleistung $0,25 \text{ ml min}^{-1}$) am Membranfilter an der Stechzylinderunterseite erzeugte Unterdruck induziert in der Probe einen ungesättigten Fluss, während die gleichmäßige Förderung des Perkolationswassers durch das in Sammel- und Vorratsflasche verdrängte Luftvolumen sichergestellt wird. Innerhalb von 14 Tagen wurde ein Zeitraum von einem Jahr mit einem Jahresnieder-

schlag von 700 mm und einer definierten Säurefracht von $1,26 \text{ kmol IÄ ha}^{-1}$ (eingestellt mit $0,00018 \text{ N H}_2\text{SO}_4$) simuliert. Dies entspricht in etwa der Säurefracht und dem mittlerem Jahresniederschlag der Fläche Hochspeyer.

Die Probenahme erfolgte nach 50, 100, 200, 350, 500 und 700 mm. Die Perkulationslösungen aus Einzelschaltung (Auflage,Ah) und Profilschaltung (Hintereinanderschaltung Auflage,Ah - Bv) wurden auf pH und Leitfähigkeit und in der LUFA Speyer die Konzentrationen von Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SO}_4\text{-S}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, N_{org} , N_{ges} und DOC analysiert.

Um ein von der Horizontmächtigkeit unabhängiges Maß der Intensität der Wechselwirkungen des Porenwassers mit der Bodenfestphase zu erhalten, wurden die Konzentrationen auf durchflossene Porenvolumina PV umgerechnet. Das Porenvolumen wurde zuvor an getrocknetem und gesiebttem Bodenmaterial über die Trockenraumdichte und das spezifische Gewicht ermittelt.

Nach HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER (2000) lassen sich bei den Perkulationsversuchen an ungestörten Bodenproben aus den Nettoausträgen von Elementen unterhalb der Auflage theoretische Lösungsraten und Wirkungsdauern von Düngemitteln und Kalken und damit die Zeit bis zur vollständigen Auflösung anhand von Reaktionen 0. oder 1. Ordnung unter der Annahme berechnen, dass sich nach einem Jahr bereits ein *steady-state*-Zustand mit einer konstanten Freisetzungsrate eingestellt hat. Die Perkulation ungestörter Bodenproben ermöglicht durch die Erhaltung der Fließwege im Makroporensystem eine realistische Einschätzung der Austauschprozesse im Freiland und die Lokalisation von Quellen und Senken von Bestandteilen der Bodenlösung (HILDEBRAND 1991). Die Übertragbarkeit auf Freilandverhältnisse konnte in dieser Arbeit größtenteils bestätigt werden. Durch die Ausschaltung saisonaler Einflüsse werden jedoch zum Beispiel die Freisetzung von Nitrat sowie weitere Mineralisationserscheinungen unterschätzt. Ebenso fehlt die Interaktion mit der aktiven Rhizosphäre. Da in der vorliegenden

Arbeit Auflage und Ah zu einem Kompartiment zusammengefasst wurden, lässt sich hier die Elementkonzentration durch Austauschvorgänge im Ah-Horizont nicht mehr mit der Freisetzung aus den Sekundärrohstoffgemischen gleichsetzen. Im Freilandversuch werden zwar Sickerwässer unterhalb der Streu abgefangen und chemisch analysiert, jedoch kann im Hinblick auf natürliche jahreszeitliche Einflüsse die Einstellung eines *steady-state* nicht angenommen werden. Hinzu kommen die Elementaufnahme der Wurzeln und die extremen Witterungsbedingungen im Versuchszeitraum, die zu starken Aufkonzentrationen von Calcium, Magnesium und Kalium führten.

Berechnet wurde deshalb die potentielle Pufferdauer der Mischungen anhand der CaCO_3 -Äquivalente bei der Annahme unterschiedlich hoher Säureeinträge. Als Säureeintrag wurde der deutschlandweit gemittelte durchschnittliche Eintrag von $1,6 \text{ kmol IÄ ha}^{-1}$, der deutschlandweit gemittelte maximale Eintrag von $2,6 \text{ kmol IÄ ha}^{-1}$ (Belastung bei vollständiger Nitrifizierung des eingetragenen Ammoniums) und der aktuelle Säureeintrag der Kompensationsfläche Hochspeyer von $1,26 \text{ kmol IÄ ha}^{-1}$ eingesetzt.

Keim- und Wachstumsversuch

Die Bucheckern wurden nach zweieinhalbwöchiger Vorkeimung bei 6°C pikiert und die Sekundärrohstoffmischungen RKM, RQM, RQxM , ESMBM, ESMBM+TMA, ESMP und ESMP+TMA sowie DOL und die Einzelsubstanzen RK, RQ, RQx , ES, M, BM, P, TMA entsprechend den Mengen im Löslichkeitsversuch in zweifacher Wiederholung auf Quarzsand-Torf-Gemisch (30 : 70 Volumen-%) aufgebracht und gegen eine unbehandelte Kontrolle getestet. Ein nach ISTA-Vorschriften (Internationale Vereinigung für Saatgutprüfung) durchgeführter Tetrazoliumtest ergab eine Keimfähigkeit des Saatgutes von 66 %. Am Quarzsand-Torf-Gemisch wurden vom Institut Meyer-Spasche Glühverlust, pH in Wasser und CaCl_2 , der C-N-Gehalt mittels Elementaranalyse, sowie Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P und S über Königswasser-Mikrowellendruckaufschluss bestimmt.

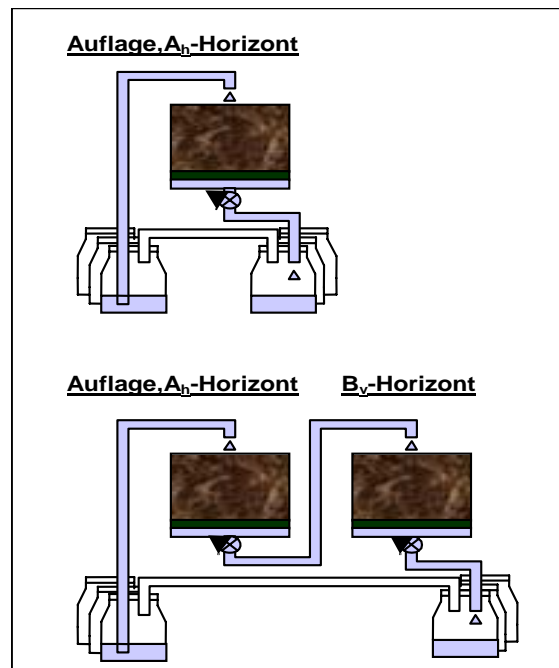


Abb. 1.7: Aufbau und Profilschaltung der Perkulationsapparatur



Abb. 1.8: Keimversuch (links), Wachstumsversuch (rechts)

Keimversuch

Der Keimversuch wurde in einem Keimschrank mit Tag-Nacht-Programm (14 h hell bei 20°C, 10 h dunkel bei 15°C) durchgeführt (Abb. 1.8, links). Pro Versuchsgefäß wurden 15 Buheckern eingesetzt und über einen Zeitraum von vier Wochen die Zahl gekeimter Buheckern und Keimlinge im Primärblattstadium bestimmt.

Wachstumsversuch

Der Wachstumsversuch wurde in einer Außenanlage unter einem Sonnennetz durchgeführt

(Abb. 1.8, rechts). Pro Versuchsgefäß wurden 25 Buheckern pikiert und die Zahl aufgelaufener Buheckern und Pflanzen im Primärblattstadium sowie die End-Wuchshöhe bestimmt. Nach der Ernte wurden die Blattflächen sowie die Blatt-, Holz- und Wurzelgewichte ermittelt und die Gehalte des Laub-, Holz- und Wurzelmaterials an Ca, Fe, K, Mg, Mn, Fe, P, C und N bestimmt.

Freilandversuch

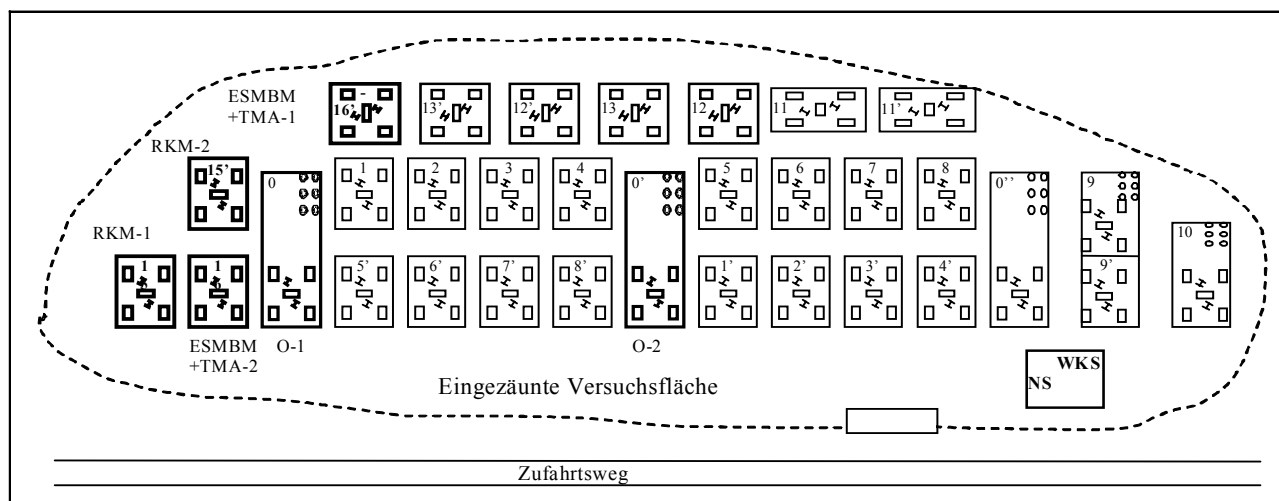


Abb. 1.9: Lageplan der Parzellen des Freilandversuchs in der Kompensationsversuchfläche Hochspeyer.

Standort

Die Freiland-Versuchsfläche befindet sich im Wuchsbezirk Nördlicher Pfälzerwald (TK 1:25.000 Blatt 6513 SO Hochspeyer) mit einem im Jahr 2001 76-jährigen Buchen-Kiefernmischbestand (2001, *Fagus sylvatica*, *Pinus sylvestris* mit Beimischung *Pinus strobus*) auf einer mäßig frischen, meso- bis oligotrophen Podsol-Braunerde aus Buntsandsteinverwitterung über Hauptbuntsandstein (Rehbergsschichten) in kolliner Stufe mit einem rohumusartigen Moder als Humusform, einem Jahresniederschlag von 675-750 mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 14,5°C (SCHÜLER 1992). Sie liegt in 390-400 m Höhe am Oberhang (2-3° Neigung) mit einer Süd-Exposition. Die Bodenreaktion ist sehr stark sauer (pH(CaCl₂) 3,42-3,98) und der Boden über alle Horizonte im Al-Fe-Pufferbereich und basenarm (Ausnahme mittelbasischer B_v-Horizont (BS3)). Der atmosphärische Säureeintrag ist rückläufig und betrug 2001 1,18 kmol_{eq} ha⁻¹ (1994 noch 2,35 kmol_{eq} ha⁻¹). Der Standort Hochspeyer ist noch nicht stickstoffgesättigt (SCHÜLER 1997).

Varianten und Vorgehen

Untersucht wurden zwei Sekundärrohstoffmischungen (RKM, ESMBM+TMA) in einfacher Wiederholung. Die Mischungen enthalten je 1600 kg ha⁻¹ CaO und 650 kg ha⁻¹ MgO, dies entspricht 5 t DOL-Äquivalenten ha⁻¹. Der ESMBM+TMA-Variante wurden zusätzlich je 100 kg ha⁻¹ K₂O und P₂O₅ aus Bimsmehl und Tiermehlasche zugesetzt.

Zur Gewinnung von Bodenlösung unterschiedlicher Tiefen wurden im Herbst bis Winter 2002/2003 auf den vier neu angelegten 0,1 ha großen Parzellen je fünf Streulysimeter unterhalb der Auflage sowie je zwei P80-Saugkerzenpaare in 10 cm und 60 cm Mineralbodentiefe installiert. RKM und ESMBM+TMA wurden in einer semimobilen Mischanlage gemischt und im Mai 2003 auf je zwei Parzellen in der Langzeitkompensationsversuchsfläche Hochspeyer per Hand ausgebracht und bis Ende März 2004 gegen eine unbehandelte Kontrolle (O) getestet. Im April 2004 wurden die Sekundärrohstoffvarianten in das Langzeituntersuchungsprogramm der FAWF zur Kompensation von Säureeinträgen aufgenommen.

Die Bodenlösungen wurden in zweiwöchiger Auflösung in der LUFA Speyer auf pH, Leitfähigkeit, Al, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, PO₄-P, SO₄-S, NH₄-N, NO₃-N, N_{org}, N_{ges} und DOC analysiert. Bei der Auswertung der Elementgehalte wurden die niederschlagskorrigierten Werte verwendet.

Wie im Lysimeterversuch erfolgte die Berechnung des Wasserhaushalts mit einer auf die Versuchsverhältnisse in Hochspeyer angepassten Version des Mehrschicht-Wasserhaushaltsmodells SIMPEL (<http://www.hydrology.uni-kiel.de:9673/Hydrology/Members/schorsch/Simpel>). Aus den gemessenen Elementkonzentrationen und berechneten Abflussdaten wurden die aus 60 cm ausgetragenen Frachten für Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor sowie Säuren, Aluminium, Nitrat und Sulfat ermittelt.

Vegetationskundliche Aufnahme

Im Sommer und Herbst 2003 wurden die Parzellen vegetationskundlich nach BRAUN-BLANQUET aufgenommen (s. MATTERN 2004). An je fünf Untersuchungspunkten pro Parzelle wurden Artenzahl und Deckungsgrad der gesamt vorkommenden bzw. kalkungsgeförderten Arten unterteilt in höhere Pflanzen (Krautschicht und Naturverjüngungen), Moose und Pilze aufgenommen und für die höheren Pflanzen und Moose die ELLENBERG-Zeigerwerte für Licht (L), Feuchte (F), Bodenreaktion (R) und Stickstoffangebot (N) ausgewertet. Unter dem Begriff „kalkungsgefördert“ werden bereits vorhandene Arten, die durch Kalkung gefördert werden und nach Kalkung neu auftretende Arten zusammengefasst, die Einteilung folgt MATTERN (1996). Mitte Juli wurden die höheren Pflanzen (mit und ohne Jungbäumen) auf 4 m²-Zellen, die Moose Ende September bis Anfang Oktober auf 1 m²-Zellen und die Pilze in vier Durchgängen von Ende September bis Anfang November auf 16 m²-Zellen aufgenommen. Die Pilzgruppe wurde zusätzlich in Mykorrhiza-Pilze, Moos-Mykorrhizapilze, Streusaprophyten und Holz-/Zapfensaprophyten unterteilt. Die statistische

Auswertung erfolgte mit dem nichtparametrischen Mann-Whitney-U-Test und der Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$.

Besonderheit

Durch die tiefreichende Trockenheit im Versuchszeitraum konnte bei den Bodenlösungen keine durchgehende Zeitreihe aufrechterhalten werden. Gerade unterhalb der Streu und im Oberboden kam es bei den wenigen Niederschlagsereignissen möglicherweise zu Aufkonzentrationen.

Trockenheit und hohe Temperaturen beeinträchtigten auch die Bodenvegetation. In den Sekundärrohstoffparzellen kamen mechanische Schädigungen und Kontaktschäden durch die Ausbringung und eine zusätzliche Belastung durch die zeitweise hoch konzentrierte Bodenlösung (pH bis 9) hinzu. Unter diesen Umständen war die Trennung zwischen kalkungsbedingten und den genannten „äußeren“ Einflüssen auf die Bodenvegetation schwierig.

1.1.3 Wasserhaushaltsmodell

Das hier verwendete Wasserhaushaltsmodell SIMPEL (Version 1) ist ein einfaches, in Excel realisiertes, benutzerfreundliches Programm, das als Mehrschichtmodell mit Wurzelverteilung zur Speichermodellierung von Bodenwasserhaushalten zur Berechnung von Stofffrachten entwickelt wurde (HÖRMANN 1997, HÖRMANN et al. 2003, <http://www.hydrology.uni-kiel.de:9673/Hydrology/Members/schorsch/Simpel>). Die Verdunstungsberechnung erfolgt nach HAUDE. Als Eingabeparameter werden benötigt: Klimadaten (Temperatur und relative Feuchte sowie Gesamtniederschlag in täglicher Auflösung), Bestandesdaten (Bestockung, Blattflächenindex, Vegetationsperiode, Wurzeltiefe und Verteilung) und bodenphysikalische Kennwerte (Horizontmächtigkeit, nutzbare Feldkapazität, Verdunstungslimit, permanenter Welkepunkt).

Da die Entnahme von Bodenlösung im Lysimeterversuch neben Evapo(transpi)ration und Interzeption im Hinblick auf die geringe Oberfläche eine nicht zu vernachlässigende Senke des

Bodenwassers darstellte, wurde der Speichervorrat unter der Annahme eines linearen täglichen Entzugs durch die Saugkerzen um die entsprechenden Beträge in 10 cm und 20 cm Mineralbodentiefe erniedrigt.

1.2 Ergebnisse

1.2.1 Erschließung von potentiellen Puffer- substanzen und Nährstofflieferanten auf Sekundärrohstoffbasis

Die Reaktivität der Sekundärrohstoffe nimmt in der Reihe Enthärterschlamm > Pfannenschlacke > Reaktorkorn Kalkkeim > Reaktorkorn Quarzkeim gebrochen > Reaktorkorn Quarzkeim (> Dolomit) ab.

Da als Ursache der unterschiedlichen Reaktivitäten der beiden Reaktorkornherkünfte (Reaktorkorn Kalkkeim 50 %, Reaktorkorn Quarzkeim 32 %) neben der Korngröße ein Zusammenhang mit dem kristallinen Aufbau vermutet wurde, wurden ungebrochene und gebrochene Körner unter einem Mikroskop betrachtet. (Abbildung 1.10 Seite 63) zeigt jeweils die ganzen Körner sowie Bruchflächen. Bei Reaktorkorn Quarzkeim ist kein spezieller Aufbau zu erkennen. Das Calciumkarbonat umhüllt als kompakte amorphe Masse den Quarzkern, die Oberfläche ist glatt und geschlossen. Bei Reaktorkorn Kalkkeim wird der Kalk schalenförmig – ähnlich den Blättern eines Kohlkopfes – um den Keim abgelagert.

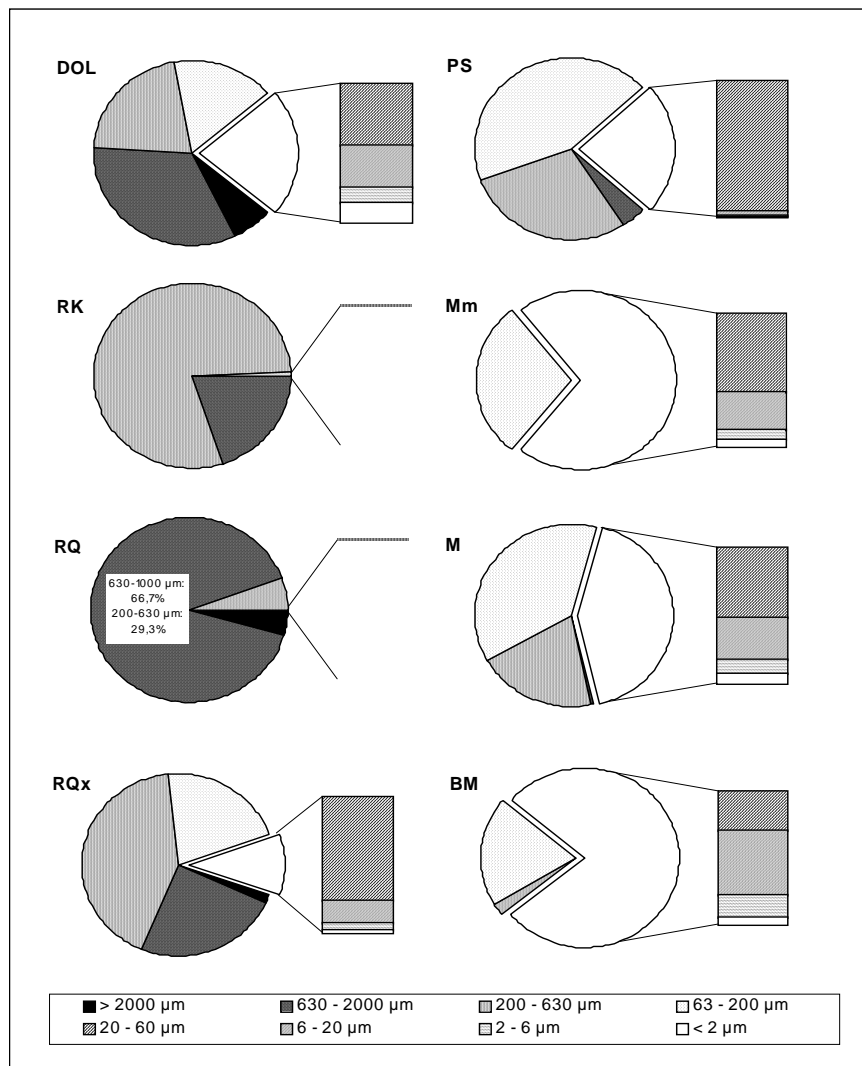


Abb. 1.11: Korngrößenfraktionen der untersuchten potentiellen Sekundärrohstoffdünger. Angabe in Gewichtsprozent. Darstellung im Kreisdiagramm: Grus/Kies (>2000 µm) und Sand (63-2000 µm), im ausgegliederten Segment: Schluff (2-63 µm) und Ton (<2 µm).

Tab. 1.8: Zusammenstellung der Elementgehalte (TG n.b. = Nicht bestimmt. <NG = Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze. Überschreitungen der Schwermetallgehalte nach LANDESFORSTEN (1999) sind fett bzw. kursiv gedruckt (DüMV 2003).

	DOL	RO(x)	ROx*	RK	ES	PS	M _m	M	MP	TMA	BM	P	ML
Wassergehalt (%)	2,4	0,95	0,64	2,93	90/83/21	0,01	0,45	0,69	26,9	0,13	1,25/1,1 2	0,58	161
Glühverlust (%)	45,96	40,67	44,26	44,20	33,19	-2,06	13,43	29,58	17,63	2,34	4,28	4,05	n.b.
Reaktivität (%)	26	32 (54)	41	50	92	85	25	80	40	52	n.b.	n.b.	n.b.
CaO ges (%)	34,1	51,3	39,8	53,0	65,2	56,0	2,18	0,97	11,1	47,7	1,01	0,96	<NG
MgO ges (%)	16,9	0,19	11,1	1,5	1,18	4,26	77,8	69,6	43,8	1,41	0,48	0,21	<NG
K ₂ O ges (%)	<NG	0,05	0,03	<NG	<NG	<NG	0,08	0,01	3,03	3,68	5,63	3,48	46,3
P ₂ O ₅ (%)	<NG	0,06	0,09	0,07	0,07	<NG	<NG	0,05	27,0	35,4	0,07	<NG	n.b.
P wasserlöslich (%)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	<NG	n.b.	n.b.	0,72	<NG	n.b.	n.b.	n.b.
P zitronensäurelöslich (%)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,12	n.b.	n.b.	14,5	19,6	n.b.	n.b.	n.b.
P ameisenäurelöslich (%)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,03	n.b.	n.b.	12,2	21,3	n.b.	n.b.	n.b.
P mineraläurelöslich (%)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	16,0	31,1	n.b.	n.b.	n.b.
N (Kjehldahl) (%)	n.b.	n.b.	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	<NG	0,10	0,56	6,58
Al ₂ O ₃ (%)	0,49	0,12	0,17	0,05	0,10	32,9	2,09	0,40	2,45	0,63	20,2	12,50	n.b.
Fe ₂ O ₃ (%)	0,55	0,94	1,01	0,33	0,09	3,06	0,59	0,70	3,74	0,90	3,94	1,53	n.b.
Mn (%)	0,13	0,19	0,12	<NG	<NG	0,23	<NG	0,06	0,21	<NG	0,27	0,06	n.b.
Na ges (%)	<NG	<NG	0,025	<NG	<NG	<NG	0,171	0,058	3,541	3,149	5,128	2,812	n.b.
Na wasserlöslich (%)	n.b.	n.b.	0,003	0,002	0,032	0,016	0,091	n.b.	1,904	2,403	0,081	0,111	n.b.
Cl (wasserlöslich) (%)	n.b.	n.b.	0,004	0,003	0,025	0,150	0,049	n.b.	0,812	1,672	0,019	0,008	0,100
S (ges) (%)	n.b.	n.b.	0,06	0,06	<NG	0,48	0,20	0,05	10,91	2,70	0,04	<NG	8,42
SiO ₂ (%)	1,46	6,33	3,23	0,71	1,96	5,35	3,34	1,62	1,43	5,29	56,7	73,2	n.b.
As (mg/kg)	0,55	0,14	2,01	3,81	1,22	<NG	34,1	0,58	1,90	1,40	2,94	0,98	1,90
Cd (mg/kg)	0,35	0,06	0,02	0,03	0,25	<NG	1,61	0,06	15,9	0,97	0,23	<NG	<NG
Cr (mg/kg)	46,6	5,75	5,74	7,21	6,08	31,50	246	90,0	485	33,0	6,58	2,92	19,8
Cu (mg/kg)	25,6	20,4	27,2	38,1	41,8	40,0	8,74	3,90	8,38	166,2	3,95	<NG	<NG
Hg (mg/kg)	0,009	0,01	0,012	0,005	0,002	0,004	0,005	0,002	2,652	0,009	0,007	0,004	0,016
Ni (mg/kg)	14,6	2,42	2,42	1,65	2,28	7,30	79,9	9,60	55,8	20,5	5,77	2,41	20,6
Pb (mg/kg)	16,6	6,76	7,15	7,51	8,94	161	6553	12,5	9,39	113	22,48	0,48	<NG

In Abbildung 1.11, (Seite 60) sind die unterschiedlichen Korngrößen der Substanzen dargestellt. Perlitstaub konnte nicht dispergiert werden, während Enthärter Schlamm eine zu rasche und Magniphos sowie Tiermehlasche fehlende Sedimentation der Festsubstanz zeigten.

Die Korngrößen der Reaktorkornherkünfte liegen hauptsächlich in der Sandfraktion, wobei Reaktorkorn Quarzkeim zu 90 % Grobsand, Reaktorkorn Kalkkeim zu 80 % Mittelsand zuzurechnen ist. Durch Brechen des Reaktorkorn Quarzkeim erhöht sich der Feinanteil mit 10 % (Grob-)Schluff, 20 % Fein- und rund 40 % Mittelsand. Pfannenschlacke hat von allen Calciumquellen die geringsten Korngrößen, rund zwei Drittel liegen in der Feinsand- und Mittelschlufffraktion. Totgebrannter Magnesit liegt zu 75 % als Schluff (hauptsächlich Mittelschluff) vor. Das gleiche gilt für Bimsmehl.

Tabelle 1.8 zeigt die Analysenergebnisse der Substanzen. Die Sekundärrohstoffe aus Reaktorkorn und Enthärter Schlamm enthalten ähnliche CaO-Gehalte (Tab. 1.8). Von den Sekun-

därrohstoffen mit Kalium enthält Mutterlauge am meisten K_2O . Von den Gesteinsmehlen besitzt Bimsmehl höhere Gehalte an Kalium sowie Calcium und Magnesium als Perlitstaub. Der Magnesiumanteil von gebrochenem Reaktorkorn Quarzkeim im Vergleich zu ungebrochenem Reaktorkorn Quarzkeim deutet auf eine Verunreinigung hin. Neben Phosphor enthält Tiermehlasche sehr viel Calciumgehalte und etwas Kalium. Magniphos enthält neben Magnesium und Phosphor ebenfalls Calcium und Kalium.

(Abbildung 1.12) zeigt die potentielle Säureneutralisationskapazität (SNK_{pot}) und Säureneutralisationsrate (SNR) aller im Mitscherlichversuch eingesetzten Substanzen. Die höchsten SNK_{pot} -Werte weisen totgebrannter Magnesit, Magniphos und Tiermehlasche auf, während die Calciumquellen im Bereich des Dolomit liegen. Die SNR ist bei Enthärter Schlamm und Pfannenschlacke im Vergleich zur SNK_{pot} am höchsten und bei den Reaktorkörnern (vor allem Reaktorkorn Quarzkeim) eher wie beim Dolomit.

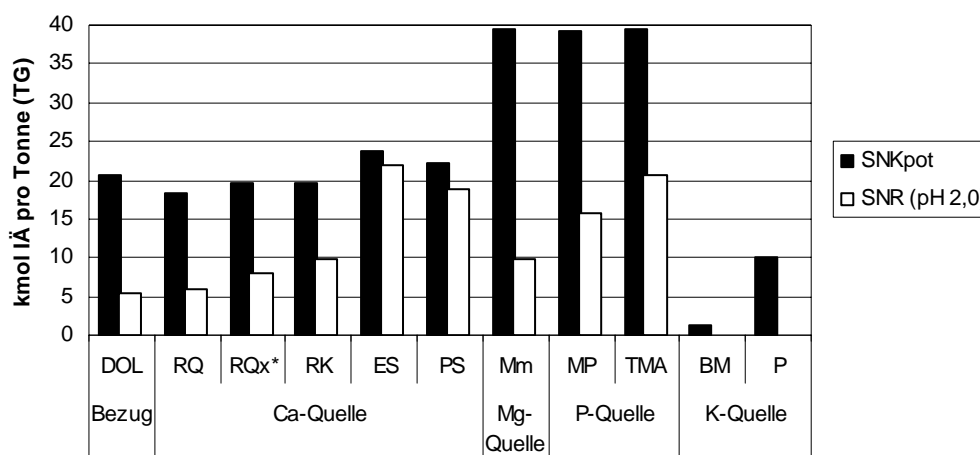


Abb. 1.12: Potentielle Säureneutralisationskapazität (SNK_{pot}) und Säureneutralisations-rate (SNR) der Einzelsubstanzen.

Im Anhalt an die Düngemittelverordnung überschreiten Magniphos und totgebrannter Magnesit die Grenzwerte für Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber (nur Magniphos), Arsen (totgebrannter Magnesit) und Blei

(totgebrannter Magnesit) überschritten. Der Grenzwert für Nickel wird von Mutterlauge überschritten. Tiermehlasche hat erhöhte Cadmium- und Nickelgehalte (Tabelle 1.9).

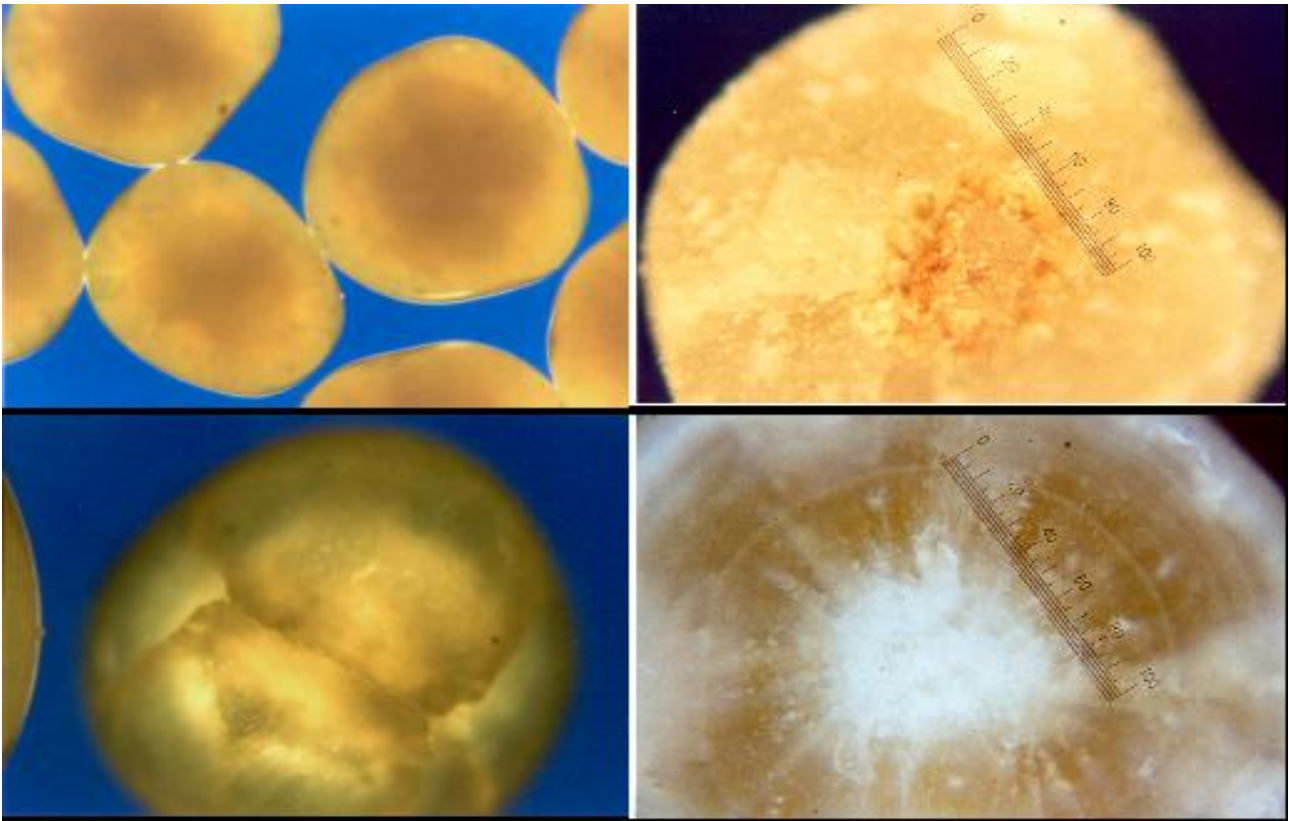


Abb. 1.10: Oben: Reaktorkorn Quarzkeim, Ganzes Korn (links) und Bruchfläche (rechts). Unten: Reaktorkorn Kalkkeim: Ganzes Korn (links) und Bruchfläche (rechts).

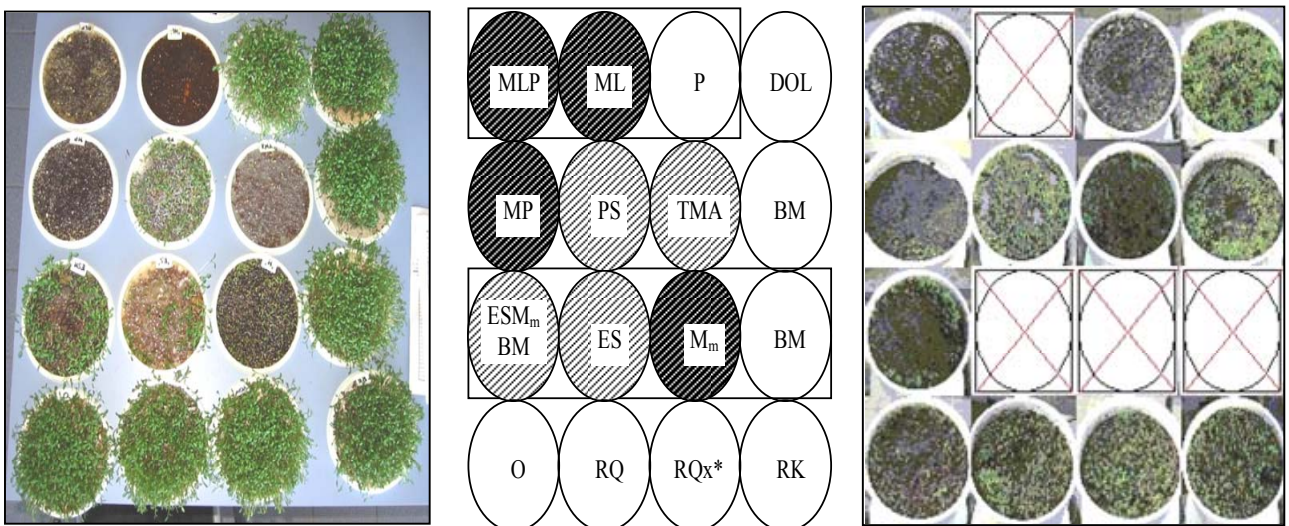


Abb. 1.13: Kressewachstum (links) und Moosbewuchs (rechts) auf den Substanzen. Die in Kästchen zusammengefassten Varianten stellen die Mischungen mit ihren Einzelbestandteilen dar. Substanzen mit Wachstumshehmung (Gruppe C) sind mit schwarz, Substanzen mit bedingter Keimhehmung (Gruppe B) grau unterlegt.

1.2.2 Ergebnisse der Verträglichkeitsprüfung gegenüber Kresse

Die Ergebnisse des Kresseversuchs werden durch den Moosbewuchs in den Gefäßen bestätigt (Abbildung 1.13, siehe Seite 63).

Mutterlauge wurde der Kresseverträglichkeitsgruppe Gruppe C (Hemmung) zugeordnet, da weder im Kresseversuch noch in den Mitscherlichgefäßen bei Mutterlauge plus Perlitstaub Pflanzenwachstum beobachtet werden konnte. Bei der Pfannenschlacke kam es sofort nach Kontakt mit Wasser zu einer flächigen Vermörtelung. Trotz der geringen Schwermetallgehalte ist Pfannenschlacke bezüglich der Kresseverträglichkeit Gruppe B zuzuordnen (Abbildung 1.13). Das gleiche gilt für Enthärter Schlamm und die Mischung aus Enthärter Schlamm, totgebranntem Magnesit und Bimsmehl, die ebenfalls leichte Vermörtelungstendenzen aufweisen. Die Reaktorkornvarianten sowie Bimsmehl und Perlit fallen weder bei den Schwermetallgehalten, noch bei der Pflanzenverträglichkeit negativ auf. Sie sind Gruppe A zuzuordnen.

1.2.3 Ergebnisse des Screenings mittels Gefäßversuche

Durch die Aufbereitung mit Trocknungsmitteln konnten die Mischungen aus Enthärter Schlamm, totgebranntem Magnesit und Bimsmehl sowie Mutterlauge plus Perlitstaub problemlos ausgebracht werden. Bei der Verarbeitung von Perlitstaub musste ein Mundschutz getragen werden. Trotz der zum Teil hohen Anteile feiner Korngrößen (Abbildung 1.10, siehe Seite 63) wurde in keiner der Varianten eine Verschlammung der Poren festgestellt. Der Mutterlauge plus Perlitstaub-Mischung entströmt ein übler Geruch, der noch nach 25 Wochen im Sickerwasser festzustellen war.

Aus der Gegenüberstellung der ausgetragenen Gesamtmengen von Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor, Schwefel und Stickstoff der Sickerwässer der Kontrolle mit den geringen über den Bestandesniederschlag zugeführten Elementmengen zeigt sich, dass Hauptnähre-

mente ausgewaschen werden und dass das Bodenmaterial entsprechend abgereichert wird (Tabelle 1.9). Die Gesamt-Outputmengen der Calciumquellen aus Reaktorkorn, Enthärter Schlamm plus totgebranntem Magnesit plus Bimsmehl, Pfannenschlacke und Dolomit liegen trotz hoher Inputwerte für Calcium und teilweise Magnesium unter den Outputmengen der Kontrolle. Dies gilt größtenteils auch für Kalium, Phosphor und Schwefel. Magniphos und Tiermehlasche zeigen eine erhöhte Calcium-, Magnesium- und Kalium-Freisetzung, während sogar weniger Phosphor freigesetzt wurde als in der Kontrolle.

Variante		Ca	Mg	K	PO ₄ -P	SO ₄ -S	NO ₃ -N
O	Input	0,55					
	Output	3,22 ± 0,27	5,78 ± 0,64	1,53 ± 0,32	0,61 ± 0,19	3,02 ± 0,46	0,34 ± 0,02
DOL	Input	185,3	128,4	<NG	<NG	n.b.	n.b.
	Output	2,67 ± 0,73	5,05 ± 0,51	1,28 ± 0,36	0,30 ± 0,18	2,81 ± 0,34	0,39 ± 0,16
RK	Input	284,8	11,3	<NG	0,43	0,58	<NG
	Output	2,60 ± 0,74	5,20 ± 0,93	1,34 ± 0,59	0,41 ± 0,40	2,48 ± 0,52	0,33 ± 0,05
RQ	Input	281,2	1,42	0,16	0,36	n.b.	n.b.
	Output	2,96 ± 0,77	5,42 ± 1,28	1,46 ± 0,49	0,35 ± 0,20	2,96 ± 0,30	0,36 ± 0,07
RQx*	Input	219,1	84,7	0,11	0,59	0,58	<NG
	Output	2,58 ± 0,85	5,90 ± 1,31	1,28 ± 0,39	0,34 ± 0,28	2,69 ± 0,63	0,53 ± 0,29
PS	Input	309,7	32,8	<NG	<NG	4,64	<NG
	Output	2,47 ± 0,25	4,33 ± 0,83	1,51 ± 0,34	0,31 ± 0,22	3,30 ± 0,32	0,60 ± 0,29
MP	Input	48,3	265,4	7,86	136,2	83,2	<NG
	Output	8,79 ± 2,69	33,41 ± 3,18	2,74 ± 0,63	0,15 ± 0,06	42,57 ± 3,02	0,26 ± 0,02
TMA	Input	263,4	10,9	12,11	231,2	26,1	<NG
	Output	5,44 ± 1,89	13,27 ± 1,25	2,66 ± 0,74	0,47 ± 0,48	14,29 ± 0,57	0,36 ± 0,03
BM	Input	5,51	3,64	18,2	0,44	0,39	1,11
	Output	2,86 ± 0,88	5,54 ± 0,87	1,00 ± 0,09	0,19 ± 0,09	2,70 ± 0,16	0,45 ± 0,20
MLP	Input	2,46	<NG	57,3	<NG	22,2	17,7
	Output	2,34 ± 0,16	6,16 ± 1,21	1,44 ± 0,19	0,26 ± 0,07	6,30 ± 0,65	0,82 ± 0,38
O +	Input	0,48	0,19	0,96	0,01	0,47	1,11
	Output	1,39 ± 0,36	2,93 ± 0,33	0,92 ± 0,26	0,48 ± 0,19	0,86 ± 0,05	0,30 ± 0,02
ESM_mBM	Input	119,9	65,8	4,81	0,47	0,68	<NG
	Output	1,40 ± 0,52	2,88 ± 0,80	0,93 ± 0,22	0,33 ± 0,12	1,08 ± 0,26	0,48 ± 0,17

Tab. 1.9: Gegenüberstellung von Input (Substanz + Bestandesniederschlag) und Output (im Sickerwasser ausgetragene Gesamtmengen) für Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor, Sulfat-Schwefel und Nitrat-Stickstoff (mmol IÄ). O+: Werte der Kontrolle über den Versuchszeitraum der ESM_mBM-Variante.

Die pH-Werte der Sickerwässer sind in Abbildung 1.14 dargestellt. Zu Beginn der Messreihe liegen die pH-Werte der Sekundärrohstoff-sickerwässer über der Kontrolle. Eine Ausnahme bilden Tiermehlasche und Magniphos, die über

den gesamten Versuchszeitraum stärker saure Sickerwässer aufwiesen als die Kontrolle. In der Magnisphos-Variante wurde zu einem Zeitpunkt sogar ein minimaler pH-Wert von 2,7 gemessen.

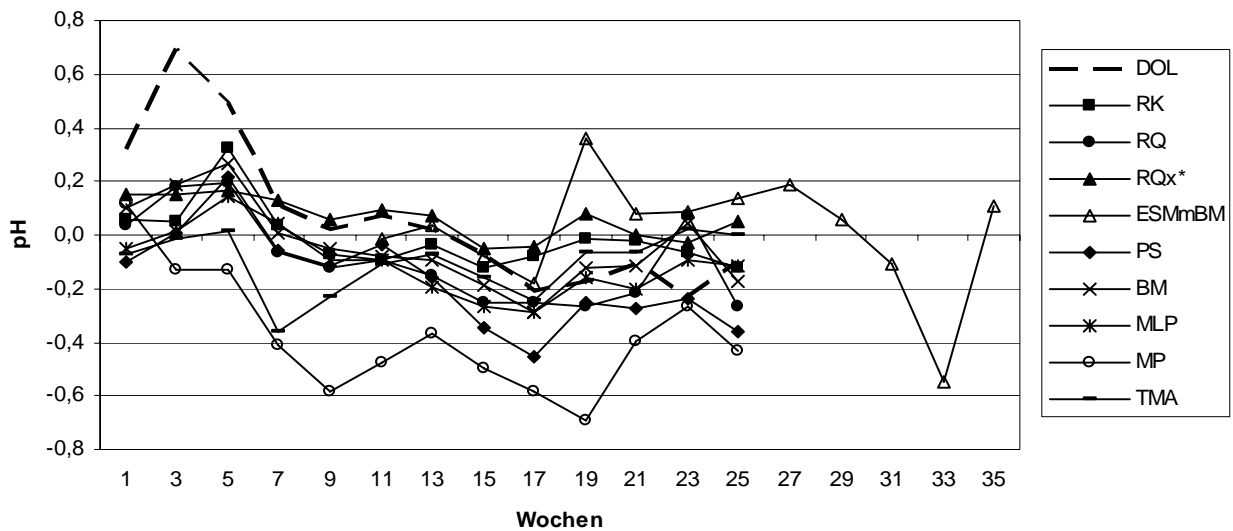


Abb. 1.14: pH-Wert-Änderung nach Auftrag der Substanzen als Differenz zur Kontrolle.

Nach Aufgabe der Calciumvarianten aus Reaktorkorn, Enthärter Schlamm plus totgebranntem Magnesit plus Bimsmehl und Pfannenschlacke verändern sich die Calcium-Gehalte im Sickerwasser kaum. Die calciumhaltigen Varianten

Magniphos und Tiermehlasche weisen zu Beginn sehr hohe Gehalte auf, wobei bei Magniphos trotz der niedrigsten aufgebracht Calciummenge die höchsten Konzentrationen gemessen werden (Abbildung 1.15).

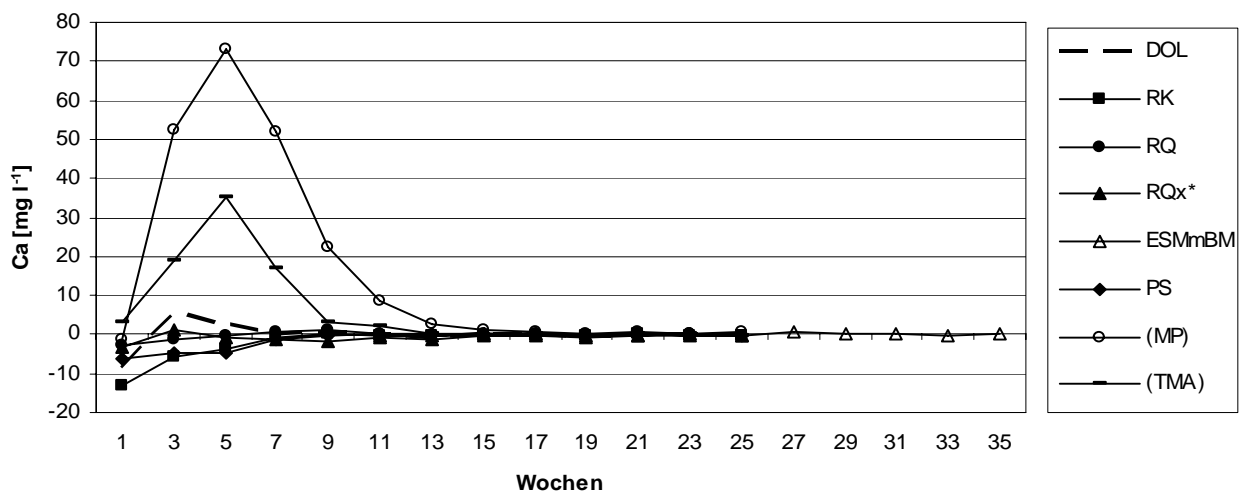


Abb.:1.15: Calciumnettofreisetzung aus den calciumhaltigen Substanzen.

Auch für Magnesium liegen die Gehalte von Magniphos P und Tiermehlasche trotz teilweise geringerer Aufbringmengen über Enthärter-

schlamm plus totgebranntem Magnesit plus Bimsmehl und Dolomit (Abbildung 1.16).

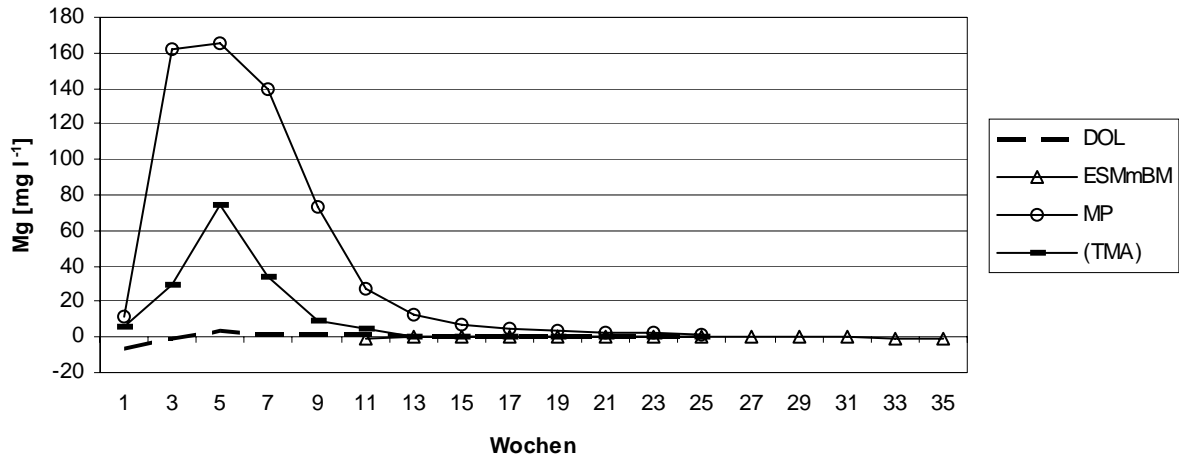


Abb 1.16: Magnesiumnettofreisetzung aus den magnesiumhaltigen Substanzen.

Das gleiche Bild ergibt sich bei der Kaliumfreisetzung. Die Gehalte von Magnisphos und Tiermehlasche liegen weit über den eigentlichen Kaliumvarianten Bimsmehl, Mutterlauge mit Perlitstaub und Enthärter Schlamm plus totgebranntem Magnesit plus Bimsmehl, die erst

nach elf Wochen (MLP, ESM_mBM) bzw. gegen Versuchsende (BM) höhere Kaliumnetto-konzentrationen im Sickerwasser aufweisen (Abbildung 1.17).

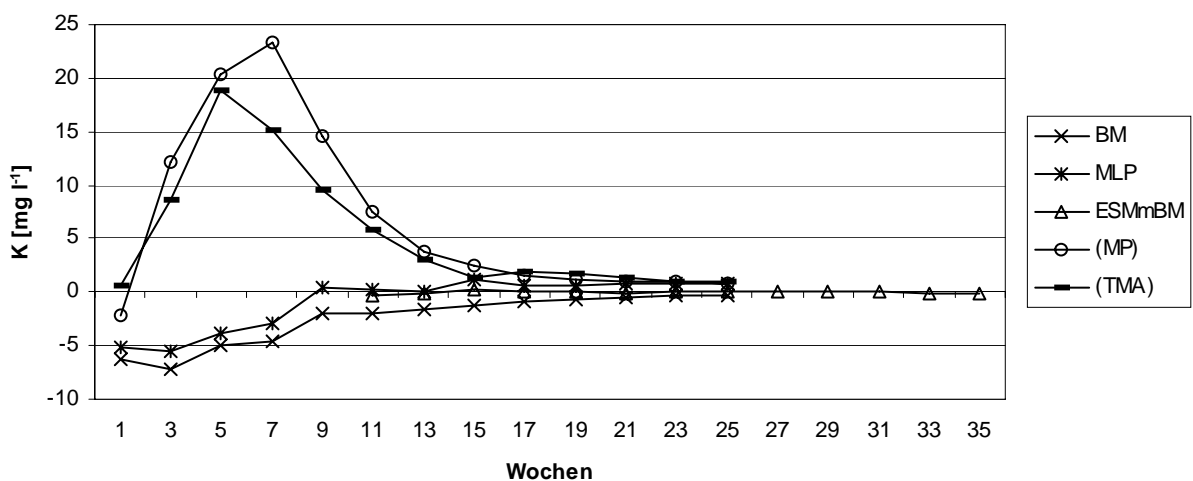


Abb. 1.17: Kaliumnettofreisetzung aus den kaliumhaltigen Substanzen.

Bei den Phosphorvarianten blieben die Sickerwasserkonzentrationen überwiegend unter der Kontrolle. Nur zu Beginn lagen die Phosphorgehalte von Magnisphos höher. Zum Ende des

Versuchs nähern sich die Gehalte der Kontrolle an und Tiermehlasche überschreitet sie zeitweise gering (Abbildung 1.18).

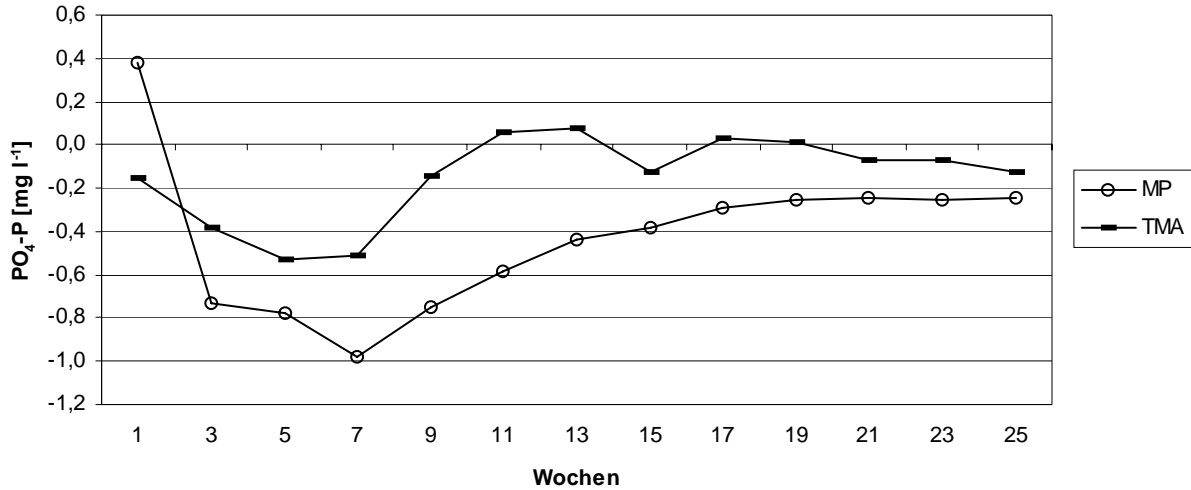


Abb. 1.18: Phosphornettoausscheidung aus den phosphorhaltigen Substanzen.

Auffällig ist der hohe Austrag von Schwefel im Sickerwasser der schwefelhaltigen Varianten Mutterlauge mit Perlitstaub, Tiermehlasche und Magnisphos (Abbildung 1.19), der für Tiermehlasche und Magnisphos circa 50 % des Input beträgt. Bei den übrigen Varianten liegt der Schwefeloutput im Bereich der Kontrolle

oder leicht darunter (Reaktorkorn, Bimsmehl). Für Magnisphos und Tiermehlasche verlaufen die Konzentrationskurven der basischen Kationen und Kationsäuren sowie einiger Schwermetalle (Cd, Co, Ni, Zn) analog zur Sulfatfreisetzung.

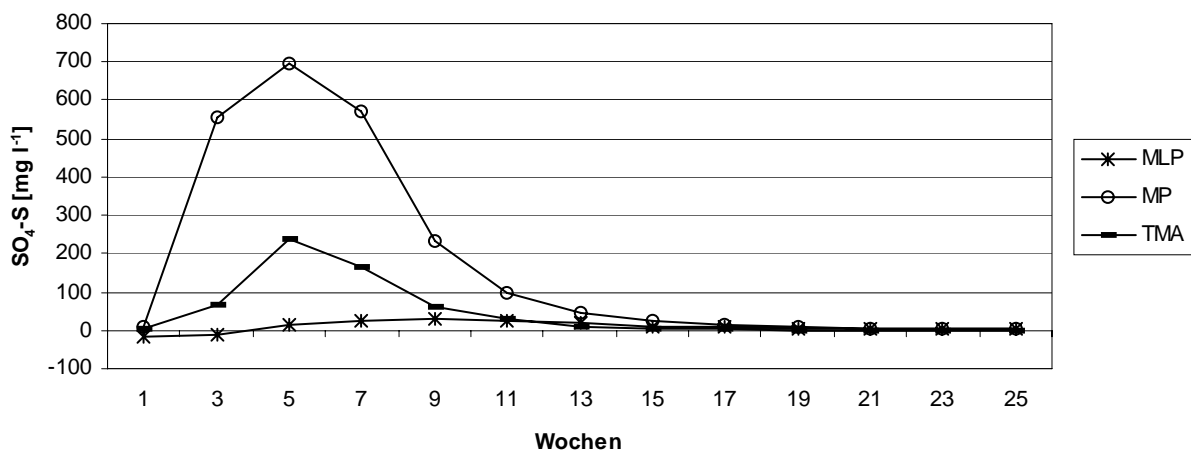


Abb. 1.19: Sulfatnettoausscheidung bei den schwefelhaltigen Substanzen.

In keiner der Varianten war ein übermäßiger Anstieg der Nitratgehalte zu beobachten, die größte Differenz erreichte Mutterlauge mit Perlitstaub mit 0,7 mg NO₃-N l⁻¹ (Abbildung 1.20). Die Nitratkonzentrationen der Kontrolle

lagen zwischen 0,09 und 0,75 mg NO₃-N l⁻¹. Dies sind marginale Konzentrationen, wenn man den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 11,3 mg NO₃-N l⁻¹ (= 50 mg l⁻¹ Nitrat) als Maßstab nimmt.

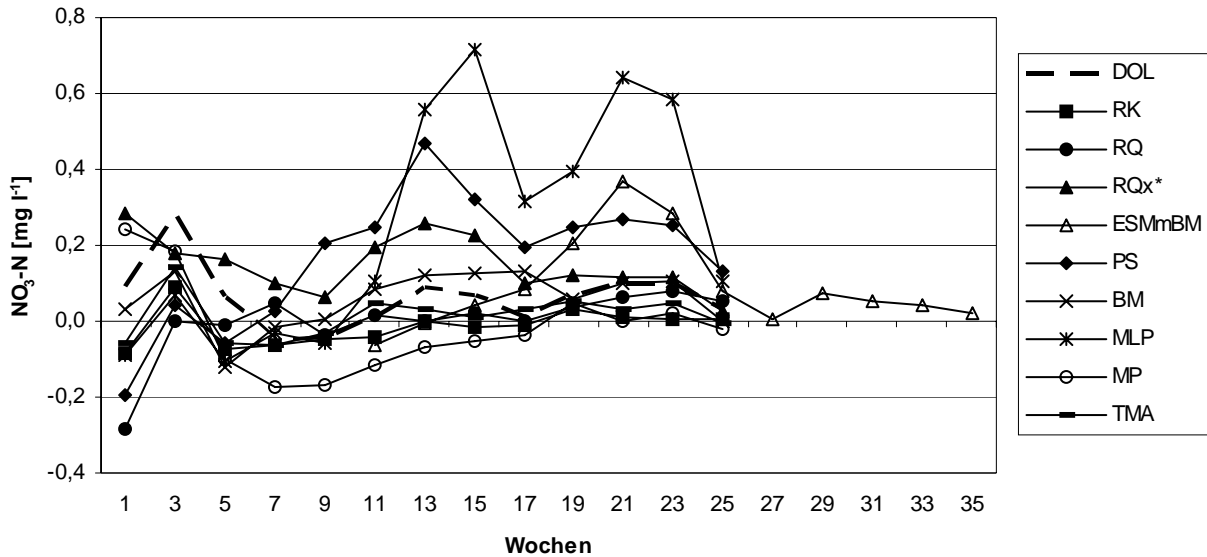


Abb. 1.20: Nitratnettofreisetzung nach Auftrag.

Als Beispiel für das Verhalten von Schwermetallen nach Aufgabe der Sekundärrohstoffe ist der Verlauf der Nickelkonzentrationen in Abbildung 1.21 dargestellt. Die Kurven von Cad-

mium, Kobalt, Eisen, Mangan und Zink verlaufen ähnlich. Chrom und Blei zeigen ein umgekehrtes Bild. Die Kupferkonzentrationen verlaufen uneinheitlich.

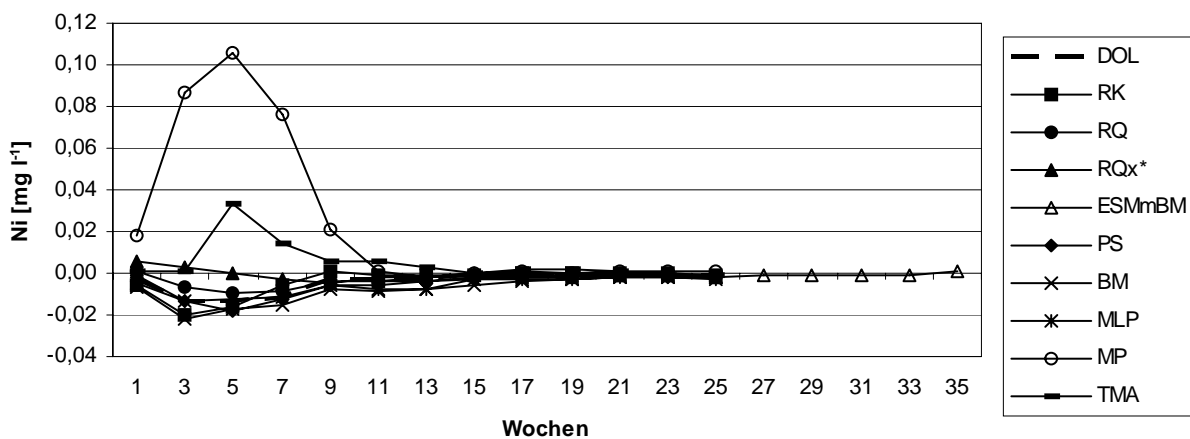


Abb. 1.21: Nickelnettofreisetzung nach Auftrag der Substanzen.

In Tabelle 1.10 sind die Ergebnisse der Varianten bezüglich der verwendeten Bewertungs- und Auswahlkriterien zusammengefasst.

	Grenzwerte	Geruch	Ver-mörtelung	Verschläm-mung	Kresse	Analyse Lösung
RK	✓	✓	✓	✓	A	✓
RQ	✓	✓	✓	✓	A	✓
RQx*	✓	✓	✓	✓	A	✓
PS	✓	✓	✗	✓	B	✓
ESM_mBM	-	✓	✓	✓	B	✗
ES	✓	✓	✓	✓	B	-
M_m	✗	✓	✓	✓	C	-
MP	✗	✓	✓	✓	C	✗
BM	✓	✓	✓	✓	A	✓
MLP	-	✗	✓	✓	C	✗
ML	✓	✗	✓	✓	C	-
P	✓	✓	✓	✓	A	-
TMA	✗	✓	✓	✓	C	✗

Tab. 1.10: Auflistung der Ergebnisse bezüglich der Kriterien zur Auswahl von Substanzen für den Lysimeter-versuch. ✓ = Kriterium erfüllt, ✗ = Kriterium nicht erfüllt. A = Kresseverträglichkeit, B = Kresse-wachstum beeinträchtigt, C = Kresseunverträglichkeit.

1.2.4 Pufferwirkung, Nährstofffreisetzung und Änderungen in der Bodenlösung

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im Folgenden nur die jeweiligen Endgehalte der Sickerwässer der Versuche und die Gesamtfrachten an Elementen dargestellt. Als Zeitreihen werden die Ergebnisse des Perkolationsversuchs gezeigt, da dort alle Sekundärrohstoffmischungen untersucht wurden. Auf die Ergebnisse der übrigen Versuche wird Bezug genommen. Da sich die Ergebnisse je nach Enthärtungsprozess der Calciumquelle sehr ähneln, wird im folgenden von Reaktorkornvarianten (RKM, RQM, RQxM) und Enthärter-schlammvarianten gesprochen (ESMBM, ESMP, ESMBM+TMA, ESMP+TMA).

Beobachtungen und äußere Einflüsse in den Lysimeter-, Keim- und Wachstums- sowie Freilandversuchen

Lysimeter

Die Varianten im Lysimeterversuch zeigen teilweise gegenläufige Ergebnisse zum Perkolations- und Freilandversuch. In der ersten Vegetationsperiode konnte visuell ein Rückgang der Färbung und Mächtigkeit des Oh-Horizonts beobachtet werden. Die Elementkonzentrationen von Protonen, Kationbasen und -säuren, Sulfat und Nitrat lagen in beiden Tiefenstufen bis zum Doppelten höher als in der zweiten Vegetationsperiode.

Die zum Teil im Lysimeterversuch festgestellten hohen Versauerungsparameter und Nitratverlagerungen und die Unterschiede zum Perkolations- und Freilandversuch lassen sich

durch mehrere Prozesse begründen, die sich gegenseitig beeinflussen können:

⇒ Gestörtes Bodenmaterial

Das im Lysimeterversuch verwendete Bodenmaterial liegt nicht in seinem ursprünglichen Aufbau vor, sondern wurde bei Ausbau, Transport und Einbau mehrfach umgelagert. In einer Versuchsanordnung mit gestörten Bodenproben fehlen anfänglich durchgängige Poren. Bis zur Ausbildung solcher bevorzugter Fließwege können Austauschvorgänge zwischen Perkolationwasser und noch nicht verarmten (neugeschaffenen) Aggregatoberflächen ablaufen. HILDEBRAND (1991) fand eine selektive Verarmung der Aggregatoberflächen an basischen Kationen in Makroporen, die in natürlich gelagerten Böden als Quellen und Senken in Interaktion mit der Bodenlösung stehen, während homogenisierte Proben höhere „spontane“ Freisetzungsraten von Kalium, Magnesium, Calcium, Mangan und Aluminium ergaben. Die durchgehend höheren Elementgehalte im Bodenwasser der ersten im Vergleich zur zweiten Vegetationsperiode können zum Teil hierdurch erklärt werden. In der ersten Vegetationsperiode wurde durch Regenwurmaktivität und Wurzelwachstum die Anfänge eines Wurzelsystems neu geschaffen

⇒ Freiliegende Bodenoberfläche

In der ersten Vegetationsperiode lag die Oberfläche der Lysimeter frei, da die Jungbuchen nur eine geringe Beschattung boten. Der Verlust an organischer Substanz konnte visuell durch eine Aufhellung und Abnahme der Horizontmächtigkeit beobachtet werden. Mit dem Humusabbau gehen die Mobilisierung von Schwermetallen einher wie z.B. Blei, das durch Fulvosäuren komplexiert verlagert werden kann. Durch die Mineralisierung organisch gebundenen Stickstoffs und Schwefel zu Nitrat und Sulfat wird die mit der Anionenauswaschung verbundene Kationenverlagerung verstärkt (HILDEBRAND 1991). BARTSCH et al. (1999) berichten ebenfalls von erhöhten Verlagerungen von Stickstoff, basischen Kationen und Schwermetallen nach Bestandesauflich-

tung. Die von ihnen nach Kalkung gefundenen niedrigeren Nitratverluste auf gekalkten Flächen hängen mit der Speicherung in der üppigeren Bodenvegetation zusammen, die in diesem Versuch fehlt. Lediglich die von VOR (1999) beobachtete mikrobielle Immobilisierung nach Kalkung könnte das im Vergleich zu den übrigen Sekundärrohstoffen gegenläufige Verhalten der $RKM_{(6)}$ -Variante erklären, welches dem Referenzdolomit ähnelt. $RKM_{(6)}$ mit den höchsten Pflanzenkennwerten und BFI liegt bei den Elementverlagerungen (Kationen und Anionen) durchgehend unter den übrigen Sekundärrohstoffmischungen, während die Enthärter Schlammvarianten in dieser Hinsicht schlechter abschneiden. Die Anregung der biologischen Aktivität und Mineralisierung durch pH-Anhebung im Oberboden nach der Aufgabe von Kalk/Dolomit ist bekannt und ein erklärtes Ziel, ebenso bekannt sind allerdings extreme Initialeffekte in gestörten Systemen.

Allgemein verstärkt die Zugabe der basischen Substanzen und Nährstoffe die genannten Erscheinungen. Die hohen Nährstoffausträge in der ersten gegenüber der zweiten Vegetationsperiode und der sichtbare Humusabbau bestätigen sie ebenfalls.

Im Juni 2002 wurden die Buchen nach einem starken Befall mit der Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*) erfolgreich mit einer Mischung aus 0,1 % Metasystox und 0,025 % Citowett behandelt. Im Februar 2003 wurden 14 % der Buchen von Kaninchen verbissen.

Keim- und Wachstumsversuch

Während des Keimschrankbetriebes kam es zu Belüftungsschwierigkeiten und variantenunabhängig zu Schimmelbildung und Pilzbefall der Keimlinge. In einigen Gefäßen bildete sich in den Versuchsgefäßen Staunässe. In der Außenanlage fielen etliche Bucheckern und Keimlinge durch Mäuse- und Schneckenfraß aus.

Freiland

Der Versuchszeitraum 2003/2004 war geprägt von extremen Witterungsverhältnissen (trockener heißer Sommer und niederschlagsar-

mer milder Winter). Bereits im September kam es bei den Buchen in der Versuchsfläche zu Laubverfärbungen und Streufall. Zeitweise war der Boden bis über 60 cm tief ausgetrocknet. Eine durchgehende Wiederbefeuchtung des Bodenkörpers fand erst im Januar 2004 statt. Wegen der geringen Niederschlagsmengen konnte keine durchgehende Messreihe eingehalten werden. An einigen Terminen konnte wegen zu geringer Probenmengen nur ein Teil der Analyseparameter bestimmt werden. Bei der Ausbringung der ESMBM+TMA-Variante wurde wie im Screening eine leichte Verbackung der Mischung am Boden der Behältnisse festgestellt.

Pufferwirkung

Die pH-Werte bzw. Alkalinitäten zum Ende der Versuche sind in Tabelle 1.12 aufgeführt. In allen Versuchen wurde der pH-Wert nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen in Auflage und oberem Boden erhöht. Im Perkolationsversuch verläuft der Anstieg bei den Reaktorkornvarianten moderater als bei den Enthärterschlammmvarianten (dort signifikant), ein Scheitelpunkt wurde weder im Auflage-Ah-Horizont, noch unterhalb des Bv-Horizonts erreicht (Abbildung 1.11).

	Perkolation				Lysimeter				Freiland					
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)				1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl.,Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk
Kontrolle	5,0	-0,00	5,3	-0,01	5,10	0,28	5,9	0,35	3,93	0,15	4,94	0,01	3,98	-0,06
RKM	+1,4	+0,12	+0,5	+0,06	+0,8	+0,13	-0,02	-0,02	+3,3	+2,31	+2,0	+1,02	+1,2	+0,10
RQM	+0,4	+0,03	+0,5	+0,11	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	+0,9	+0,02	+0,3	+0,06	+0,4	+0,11	-0,5	-0,09	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+1,6	+0,25	+0,0	+0,01	+1,1	+0,11	-0,4	-0,05	x	x	x	x	x	x
ESMP	+2,3	+1,14	+0,8	+0,38	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+1,5	+0,26	+0,0	+0,01	+0,1	+0,14	-0,01	+0,07	+3,2	+1,25	-0,7	+0,61	-0,8	+0,18
ESMP+TMA	+2,1	+0,83	+0,0	+0,02	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,0	-0,02	+0,5	+0,01	+0,5	-0,10	+1,2	-0,24	x	x	x	x	x	x

Tab. 1.11: Aufstellung der pH-Werte und Alkalinitäten (mmol IÄ l⁻¹) in den verschiedenen Versuchen zum jeweiligen Endzeitpunkt. Darstellung als Differenz zur Kontrolle. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

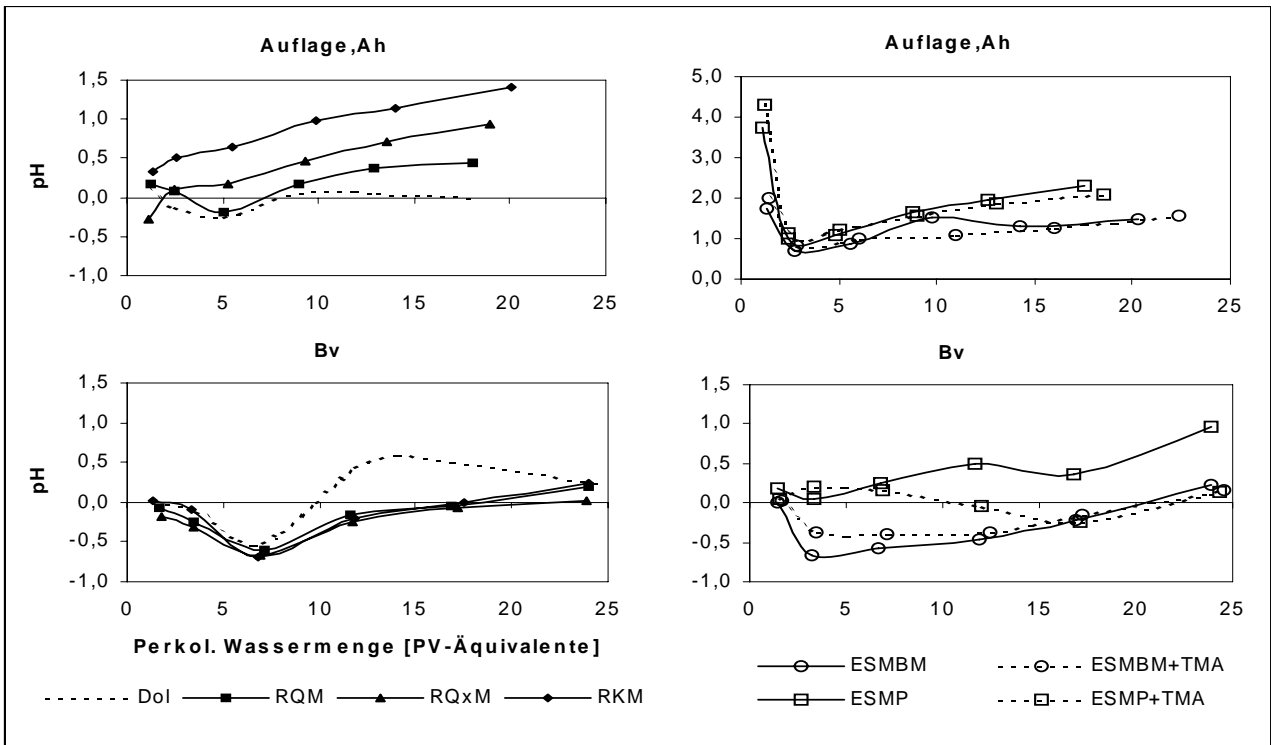


Abb. 1.22: pH-Werte im Perkolationsversuch getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz. Dargestellt als Differenz zur Kontrolle.

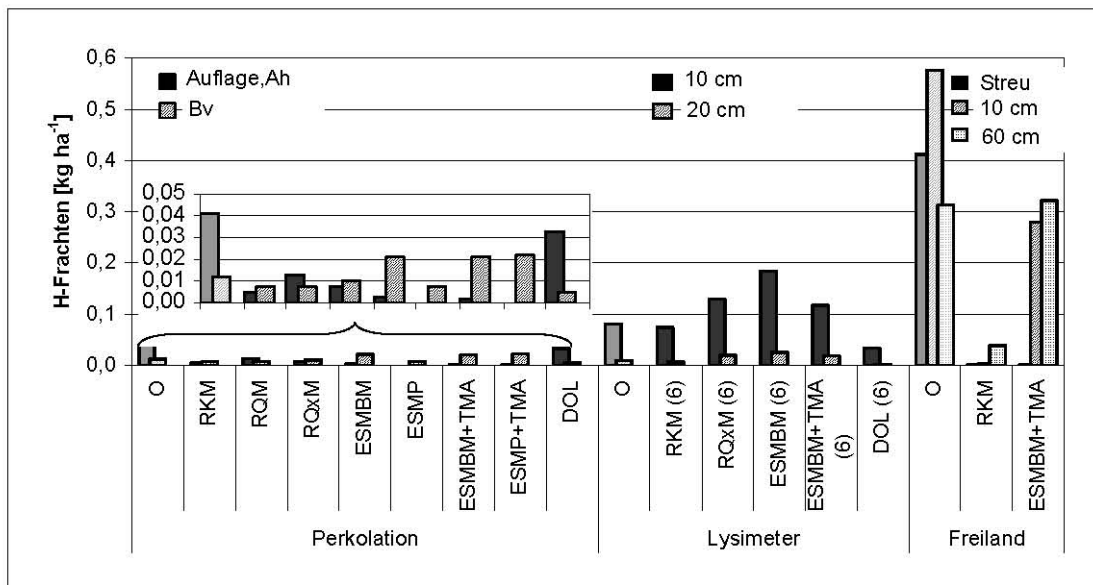


Abb. 1.23: Säuregesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs. Die kleinere Grafik zeigt die Gesamtfracht des Perkolationsversuchs in größerem Maßstab.

Im Lysimeterversuch liegen zu Versuchsende alle pH-Werte in 20 cm Tiefe noch leicht unter der Kontrolle, nur in der RKM-Variante konnte ein Rückgang der Säurefracht beobachtet wer-

den. Die Säurefracht ist im Perkolations- und Freilandversuch bei allen Sekundärrohstoffmischungen und Tiefenstufen zurückgegangen (Abbildung 1.23)

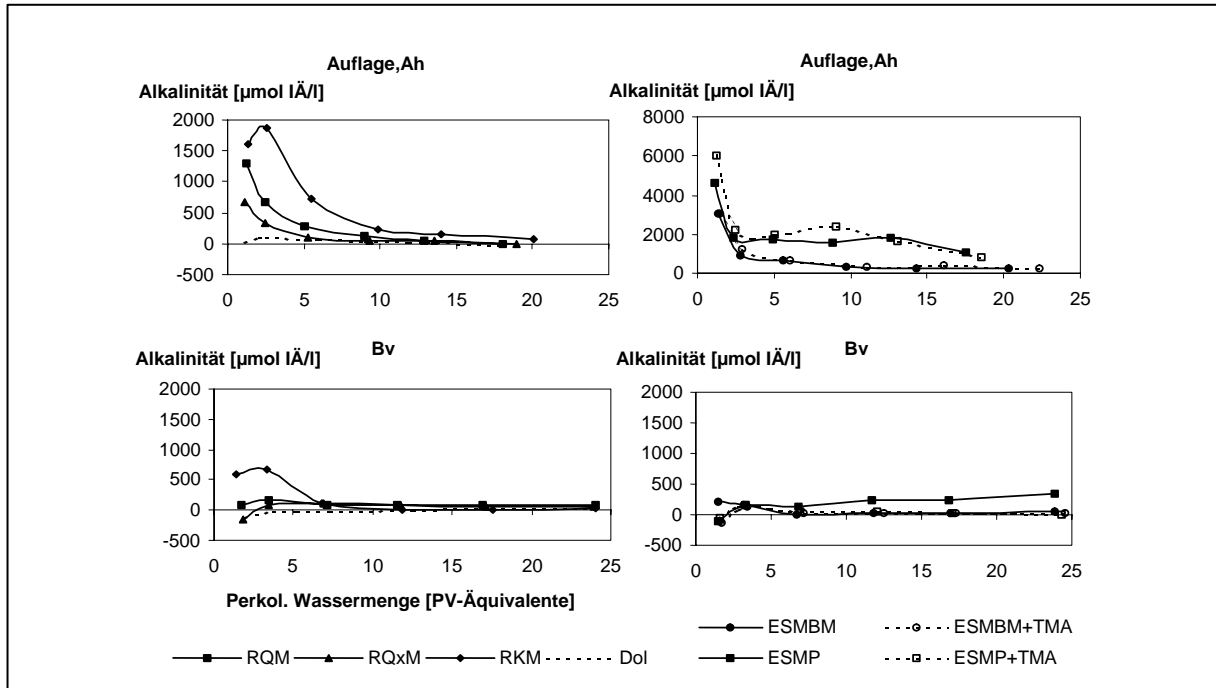


Abb. 1.24: Alkalinitäten im Perkolationsversuch (kmol IÄ ha^{-1}) getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz als Differenz zur Kontrolle

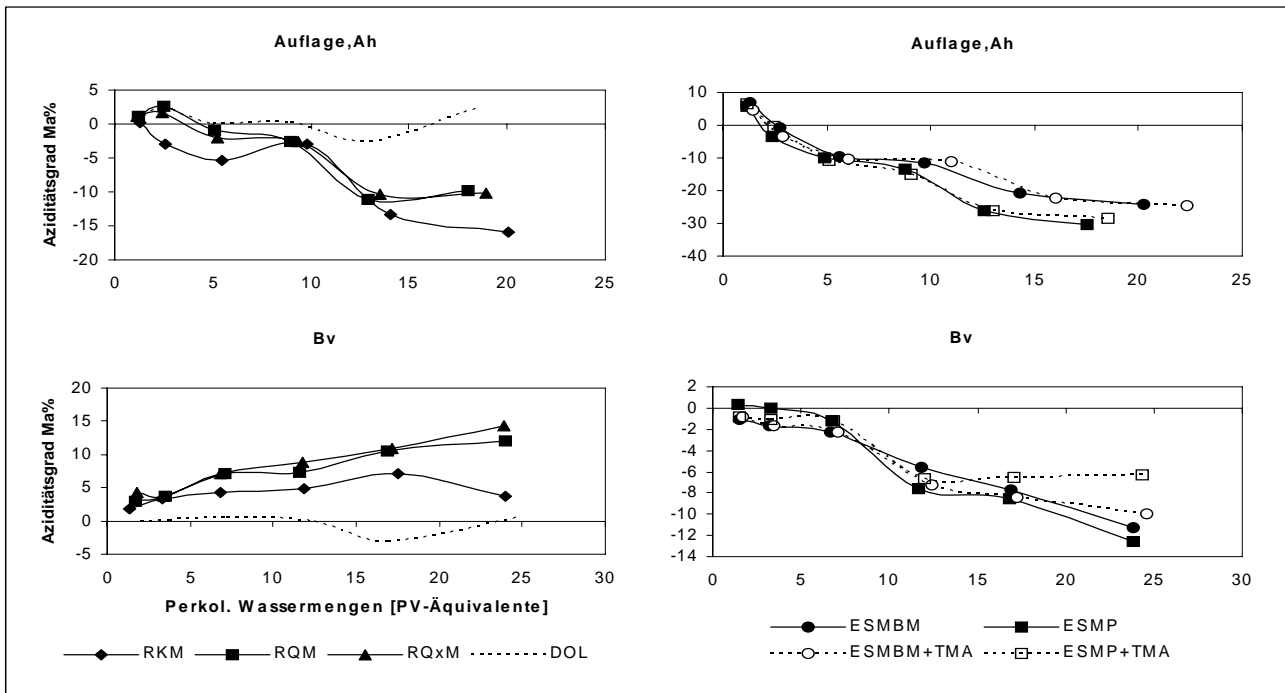


Abb. 1.25: Aziditätsgrade im Perkolationsversuch (kmol IÄ ha^{-1}) getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz als Differenz zur Kontrolle

Das Gleiche gilt für die Alkalinität. Generell geht mit der Verringerung der Säurefracht eine Erhöhung der Alkalinitäten einher. Die deut-

lichste Pufferwirkung zeigt die RKM-Variante im Freiland, wo die Säurefrachten im Oberboden sehr stark abnehmen und selbst in 60 cm

Tiefe nur etwa 1/6 der Kontrolle betragen. Die pH-Erhöhung ist im gesamten Profil signifikant. Die Pufferwirkung von ESMBM+TMA zeigte sich längerfristig nur in der Streu.

Mit Ausnahme des Lysimeterversuchs erhöhten sich die Alkalinitäten der Sekundärrohstoffvarianten durchgängig und in allen Tiefenstufen (Abbildung 1.24). Im Perkolationsversuch verringert sich der Aziditätsgrad in den Enthärter-schlammvarianten im gesamten Profil (Abbildung 1.25), in den Reaktorkornvarianten nur im Auflage/Ah-Horizont. Jedoch reagieren diese Varianten im Freiland bis in 60 cm mit einer erhöhten Basizität.

Nachhaltigkeit der Pufferwirkung

Da die Calcium- und Magnesiumgehalte der Mischungen äquivalent gewählt wurden, unterscheiden sich die potentiellen maximalen Puf-

ferzeiträume nicht (Tabelle 1.12). Unter der Annahme Lösungsrate=Säureeintrag und gleich bleibender Einträge beträgt die Pufferdauer der Sekundärrohstoffmischungen (5 t DOL-Äquivalente) beim deutschlandweit gemittelten maximalen Säureeintrag (nach BMVEL 2003) etwa 35 Jahre. Bei einer Ausbringungsmenge von 6t-DOL-Äquivalenten verlängert sich der Zeitraum um zehn Jahre. Die Enthärter-schlammvarianten besitzen bei gleichem Calciumgehalt durch die Beimischung des Kaliums höhere Pufferkapazitäten, die untersuchten Mischungen enthalten jedoch weniger Calcium als die Reaktorkornvarianten. Die in der Tiermehl- asche enthaltenen basischen Kationen verlängern die potentielle Pufferdauer ebenfalls.

	Aufbrings- menge (t FG/ha)	CaCO ₃	MgCO ₃	CaCO ₃ - Äquivalente	Pufferwirkung (a) bei		
					2,60	1,60	1,26
					(kmol IÄ ha ⁻¹) Eintrag		
6t-DOL-Äquivalente							
2000 kg ha ⁻¹ CaO = 3570 kg ha ⁻¹ CaCO ₃ , 750 kg ha ⁻¹ MgO = 1570 kg ha ⁻¹ MgCO ₃							
RKM ₍₆₎	5,1	70 %	30 %	107 %	91	71	44
RQxM ₍₆₎	5,2	69 %	31 %	105 %	90	71	44
ESMBM ₍₆₎ ⁽¹⁾	9,8 (6,8)	36 (52) %	16 (23) %	55 (79) %	91	72	44
ESMBM+TMA ₍₆₎ ⁽¹⁾	10,1 (6,8)	35 (52) %	16 (23) %	54 (79) %	95	75	46
5t-DOL-Äquivalente							
1600 kg ha ⁻¹ CaO = 2860 kg ha ⁻¹ CaCO ₃ , 650 kg ha ⁻¹ MgO = 1360 kg ha ⁻¹ MgCO ₃							
RKM	4,1	70 %	33 %	109 %	73	58	35
RQM	4,2	68 %	32 %	106 %	73	58	36
RQxM	4,2	68 %	32 %	106 %	73	58	36
ESMBM ^{(1)*}	6,6 (4,8)	38 (52) %	21 (28) %	62 (85) %	67	53	33
ESMP ^{(1)*}	7,1 (4,4)	35 (57) %	19 (38) %	57 (94) %	67	53	33
ESMBM+TMA ^{(2)**}	6,9 (4,8)	40 (58) %	20 (28) %	64 (91) %	72	57	35
ESMP+TMA ^{(2)**}	7,4 (4,4)	37 (62) %	18 (31) %	58 (99) %	72	57	35
1, 2 Wassergehalt ES: ⁽¹⁾ 90 %, ⁽²⁾ 83 %, * 2500 kg ha ⁻¹ CaCO ₃ , ** 2760 kg ha ⁻¹ CaCO ₃							

Tab. 1.12: Pufferwirkung (in Jahren) bei unterschiedlichen Säureeinträgen und CaCO₃-, MgCO₃-Gehalte sowie CaCO₃-Äquivalente der ausgebrachten Sekundärrohstoffgemische. Die Zahlen in Klammern beziehen sich auf die reinen CaMg-Mengen bei den Enthärter-schlamm-mischungen.

Calciumfreisetzung

Die Calciumkonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche und die Ma-

ximal-Differenzen sind in Tabelle 1.13 aufgeführt.

	Perkolation				Lysimeter				Freiland					
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)				1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,09	x	0,05	x	0,32	x	0,33	x	0,22	x	0,09	x	0,04	x
RKM	-0,04	+0,12	-0,04	+0,20	-0,06	+0,54	-0,04	+0,23	+0,37	+0,37	+0,06	0,56*	+0,04	+0,42
RQM	-0,04	+0,15	-0,04	+0,06	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	-0,03	+0,11	-0,04	+0,01	-0,04	+0,54	+0,29	+0,62	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+0,21	+1,61	+0,16	+0,21	-0,05	+0,57	+0,15	+1,22	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,33	+4,06	+0,36	+0,36	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+0,03	+1,10	+0,03	+0,07	-0,05	+0,79	+0,33	+0,86	+0,35	+1,07	+0,10	+0,59	+0,02	+0,27
ESMP+TMA	+0,33	+5,09	+0,01	+0,03	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,02	+0,06	-0,004	+0,003	-0,31	+0,10	-0,32	+0,04	x	x	x	x	x	x

Tab. 1.13: Aufstellung der Calcium-Nettoendgehalte (End) und der maximalen Differenzen (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in ($\text{mmol } \ddot{\text{A}} \text{ l}^{-1}$). * Absolutwert. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

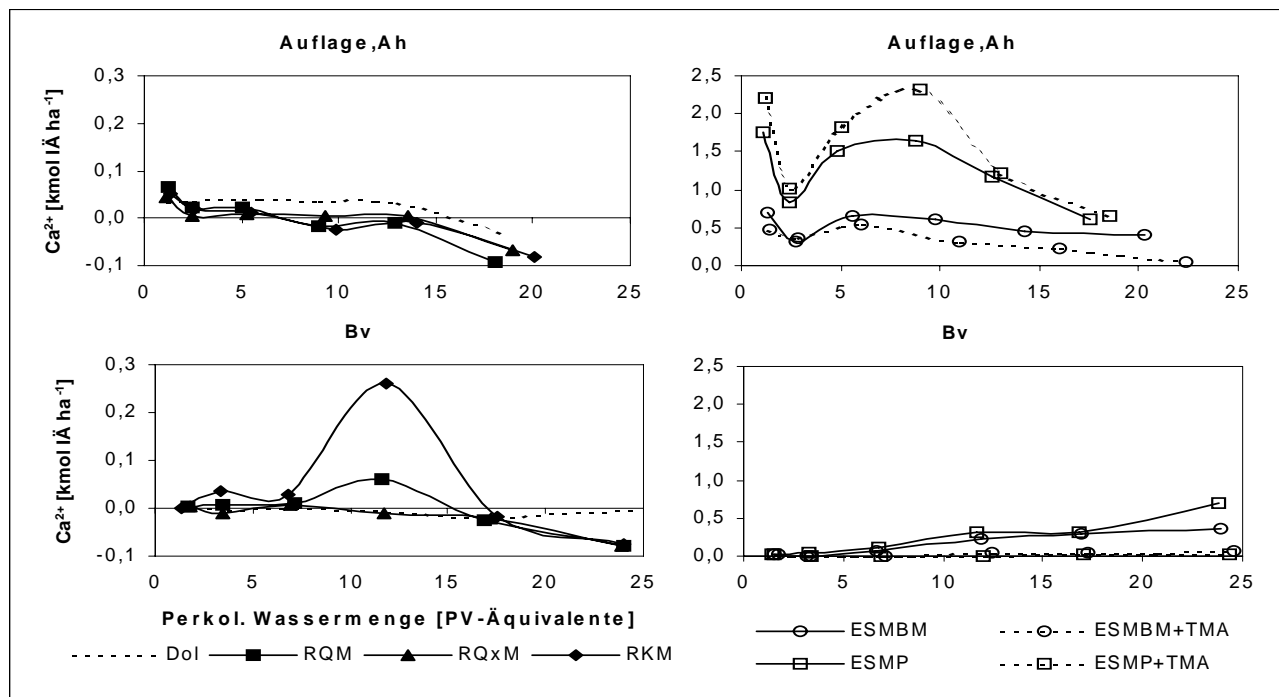


Abb. 1.26: Netto-Calciumfrachten im Perkulationsversuch ($\text{kmol } \ddot{\text{A}} \text{ ha}^{-1}$) getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

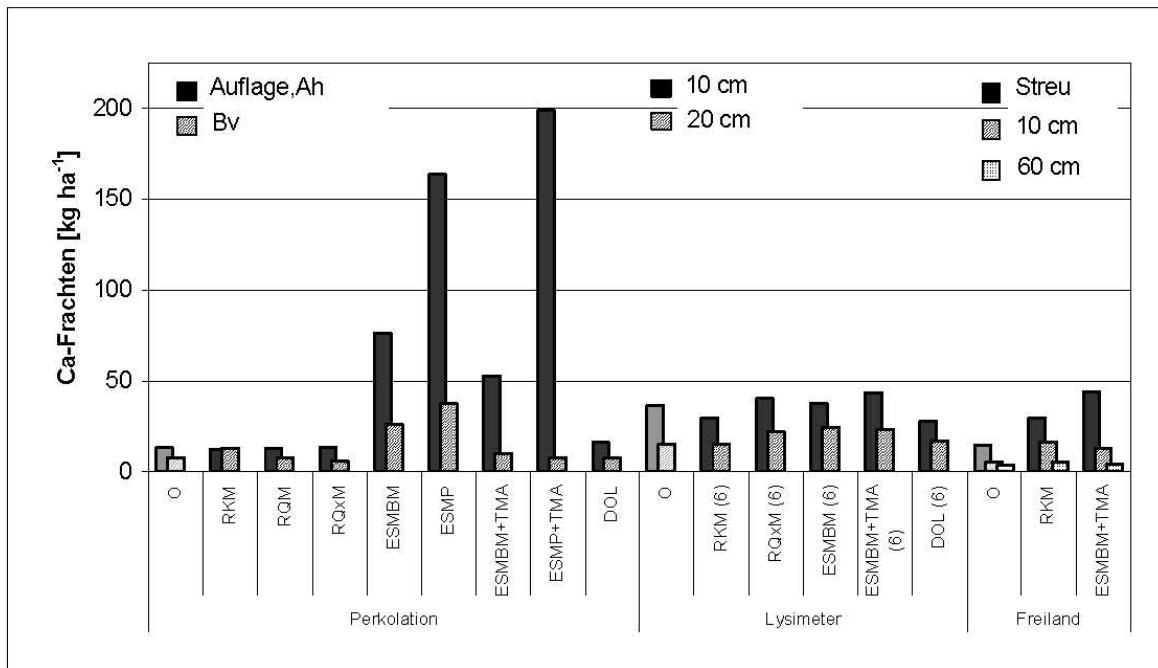


Abb. 1.27: Calciumgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs.

Die Reaktorkorn- und Enthärter Schlammvarianten verhalten sich hinsichtlich der Calciumfreisetzung unterschiedlich. Bei den Reaktorkornvarianten kam es nach der Bewässerung mit etwa 500 mm in beiden Horizonten des Perkolationsversuchs zu einer Verarmung der Bodenlösung an Calcium (Abbildung 1.26), während die Enthärter Schlammvarianten vor allem unterhalb der Auflage-Ah-Lage signifikant höhere Differenzen und Nettogehalte aufweisen. Dieser Unterschied lässt sich am deutlichsten aus den insgesamt verlagerten Frachten ersehen, die in den Enthärter Schlammvarianten bis zum 10fachen betragen (Abbildung 1.27).

Während beim oberen Horizont noch in den Perlitmischungen höhere Calciumgehalte gemessen werden, reicht die Freisetzung der Mischungen ohne TMA bis unter den Bv-Horizont. Im Freilandversuch wurde Calcium bei RKM und ESMBM+TMA bis in 60 cm Tiefe verlagert.

Magnesiumfreisetzung

Die Magnesium-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximal-Differenzen sind in Tabelle 1.14 aufgeführt.

Die Magnesiumgehalte der Bodenlösungen erhöhen sich in allen Varianten und über alle Tiefenstufen (Abbildung 1.28). Trotz gleicher Magnesiumquelle und Aufbringmenge unterscheidet sich die Freisetzung in den Sekundärrohstoffmischungen. Im Auflage/Ah-Horizont ist sie bis auf ESMBM signifikant. Das gleiche gilt für die ausgetragenen Frachten (Abbildung 1.29). Allgemein ist die Tiefenwirkung der Magnesiumfreisetzung in den Reaktorkornvarianten höher als bei den Enthärter Schlammvarianten.

	Perkolation				Lysimeter				Freiland					
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)				1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,04	x	0,05	x	0,28	x	0,27	x	0,08	x	0,05	x	0,04	x
RKM	+0,15	+1,83	+0,09	+0,09	+0,13	+0,85	-0,001	+0,19	+2,33	+7,89	+0,97	5,34*	+0,22	+0,51
RQM	+0,06	+1,46	+0,13	+0,13	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	+0,03	+0,74	+0,09	+0,09	+0,06	+0,29	+0,14	+0,31	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+0,06	+0,06	+0,03	+0,07	+0,06	+0,58	+0,17	+0,71	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,78	+1,01	+0,02	+0,03	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+0,39	+0,29	+0,01	+0,06	+0,07	+0,68	+0,22	+0,53	+0,87	+6,41	+0,63	1,54*	+0,15	+0,62
ESMP+TMA	+0,49	+0,93	+0,01	+0,03	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,08	+0,74	+0,02	+0,02	-0,28	+0,07	-0,26	-0,01	x	x	x	x	x	x

Tab. 1.14: Aufstellung der Magnesium-Nettoendgehalte (End) und der maximalen Differenzen (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in (mmol IÄ l⁻¹). * Absolutwert. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

Die RKM-Variante zeichnet sich durchgehend durch hohe Magnesium-Gehalte in der Bodenlösung aus. Von den Enthärterschlammmvarianten zeigen die Mischungen mit Perlit unterhalb der Auflage ähnlich hohe Gehalte. Im Gegensatz zu den Reaktorkornvarianten mit hohen

Anfangsgehalten setzt die Magnesiumfreisetzung in den Enthärterschlammmvarianten erst später verstärkt ein. Im Löslichkeitsversuch wurde von diesen Varianten kaum Magnesium freigesetzt.

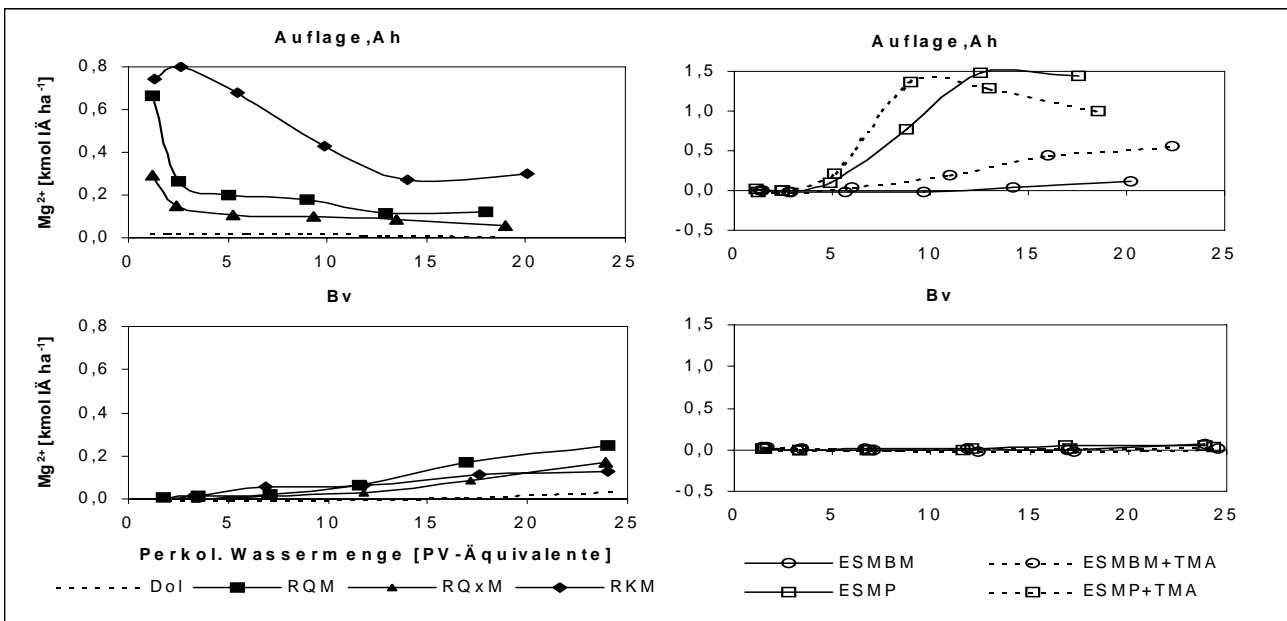


Abb. 1.28: Netto-Magnesiumfrachten im Perkulationsversuch (kmol IÄ ha⁻¹) getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

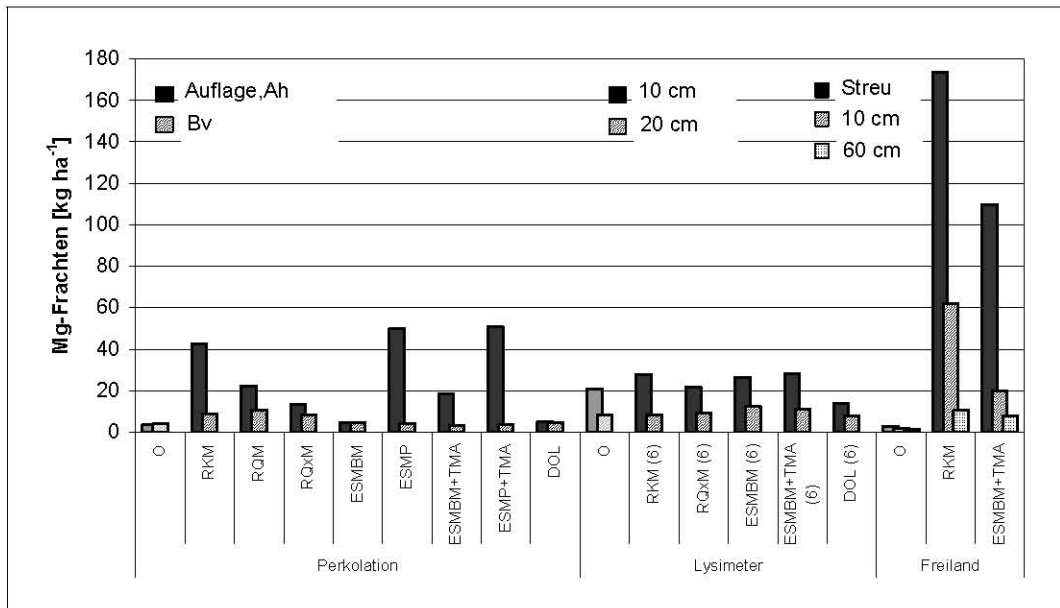


Abb. 1.29: Magnesiumgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkulations-, Lysimeter- und Freilandversuchs.

Kaliumfreisetzung in den CaMgK- und CaMgKP-Mischungen

Die Kalium-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximal-Differenzen zur Kontrolle sind in Tabelle 1.15 aufgeführt.

Die Kaliumgehalte der Bodenlösungen liegen zu Versuchsende mit Ausnahme des Freilandversuchs nur in den tieferen Bodenschichten über der Kontrolle. Die verlagerten Kaliumfrachten erhöhen sich in allen Kaliumvarianten

und Tiefenstufen (Abbildung 1.31). Generell werden in den Bimsmehl-mischungen höhere Kaliumkonzentrationen gemessen als in den Perlitmischungen. Die Kaliummischungen mit Tiermehlasche setzen mehr Kalium frei als ohne Tiermehlasche-Beimischung (durchgehend signifikant für Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl + Tiermehlasche). Sie zeigen unter dem Bv-Horizont im Perkulationsversuch eine stetige Freisetzungsrate (Abbildung 1.30).

	Perkolation				Lysimeter				Freiland									
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)								1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm					
End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max					
Kontrolle	0,03	x	0,03	x	0,06	x	0,10	x	0,24	x	0,10	x	0,06	x				
ESMBM	-0,003	+0,69	+0,01	+0,06	-0,01	+0,11	-0,01	+0,09	x	x	x	x	x	x				
ESMP	+0,002	+0,11	+0,02	+0,02	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				
ESMBM+TMA	-0,005	+1,00	+0,08	+0,12	-0,02	+0,07	+0,09	+0,53	+1,71	+76	+0,07	0,28*	+0,08	+0,25				
ESMP+TMA	-0,001	+0,33	+0,03	+0,05	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				

Tab. 1.15: Aufstellung der Kalium- Nettoendgehalte (End) und der maximalen Differenzen (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in (mmol IÄ l⁻¹). * Absolutwert. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

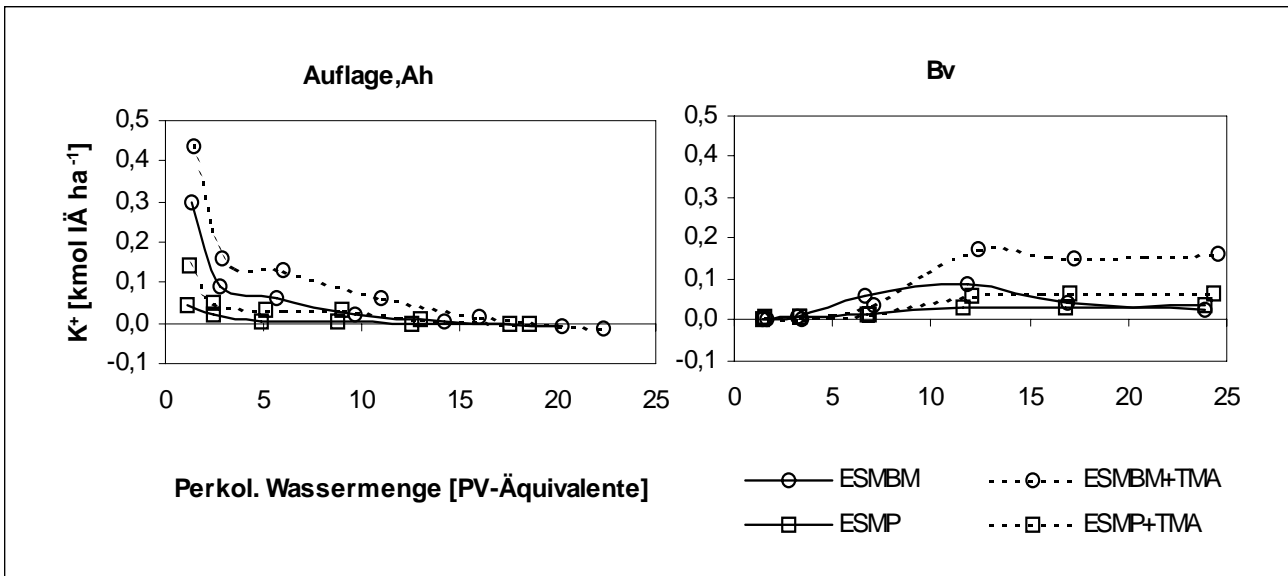


Abb. 1.30: Netto-Kaliumfrachten der CaMgK- und CaMgKP-Mischungen im Perkolationsversuch (kmol IÄ ha^{-1})

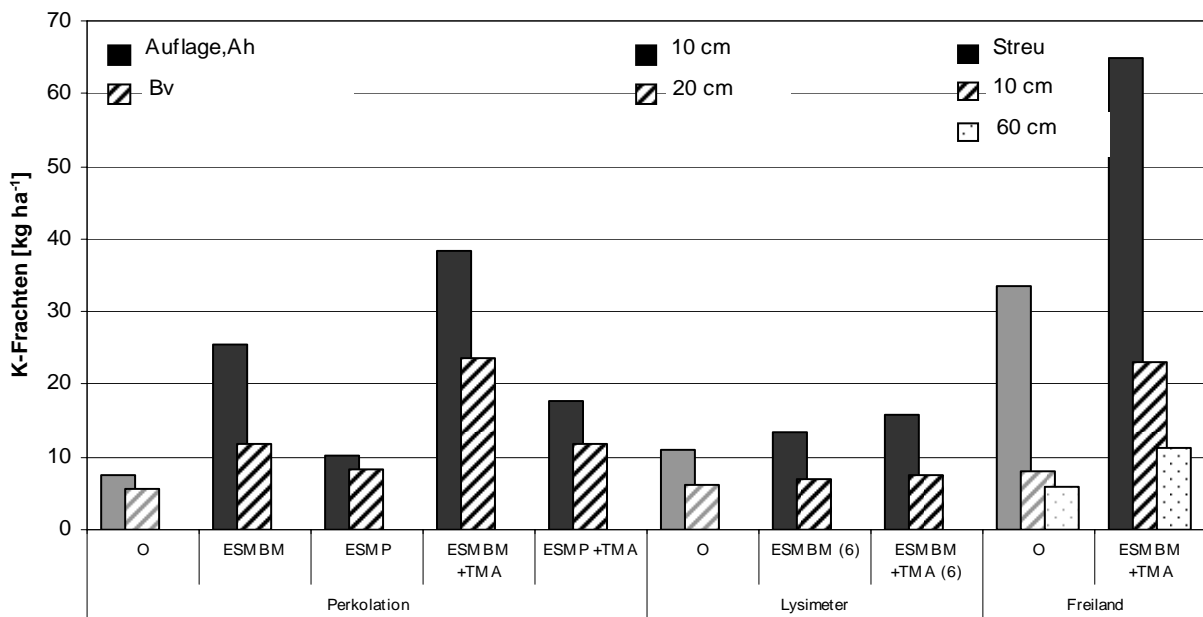


Abb. 1.31: Kaliumgesamtfrachten der CaMgK- und CaMgKP-Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs.

Phosphorfreisetzung in den CaMgKP-Mischungen

Die Phosphor-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximal-Differenzen sind in Tabelle 1.16 aufgeführt. Die Phosphatgehalte der Bodenlösungen sind nach Aufgabe der CaMgKP-

Mischungen nur zu Beginn der Versuche (Abbildung 1.32) und nur in der Auflage bzw. dem Oberboden erhöht. Durch die Phosphorzugabe wurden allerdings die Frachten in allen Versuchen und Tiefenstufen erhöht (Abbildung 1.33).

	Perkolation				Lysimeter				Freiland					
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)				1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,000	x	0,001	x	0,002	x	0,002	x	0,002	x	0,002	x	0,06	x
ESMBM+TMA	+0,00	+0,02	-0,001	-0,001	+0,00	+0,002	+0,001	+0,001	+0,02	-0,13	+0,00	+0,00	-0,06	0,01*
ESMP+TMA	+0,00	+0,03	-0,001	+0,001	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Tab. 1.16: Aufstellung der Phosphor- Nettoendgehalte (End) und der maximalen Differenzen (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in (mmol IÄ I⁻¹). * Absolutwert. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$

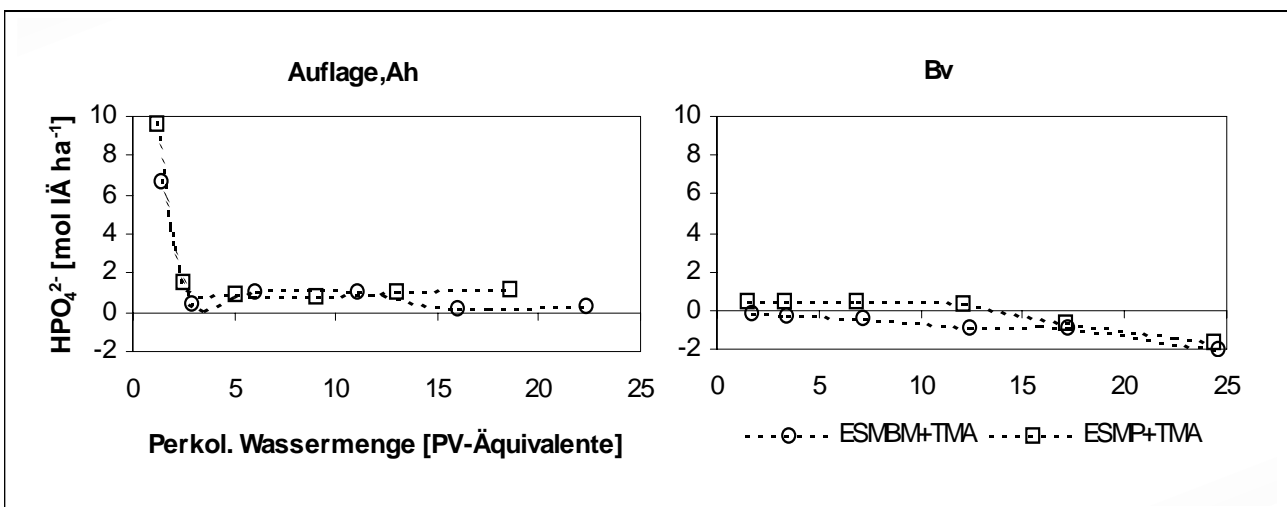


Abb. 1.32: Netto-Phosphorfrachten der CaMgKP-Mischungen im Perkulationsversuch (kmol IÄ ha⁻¹)

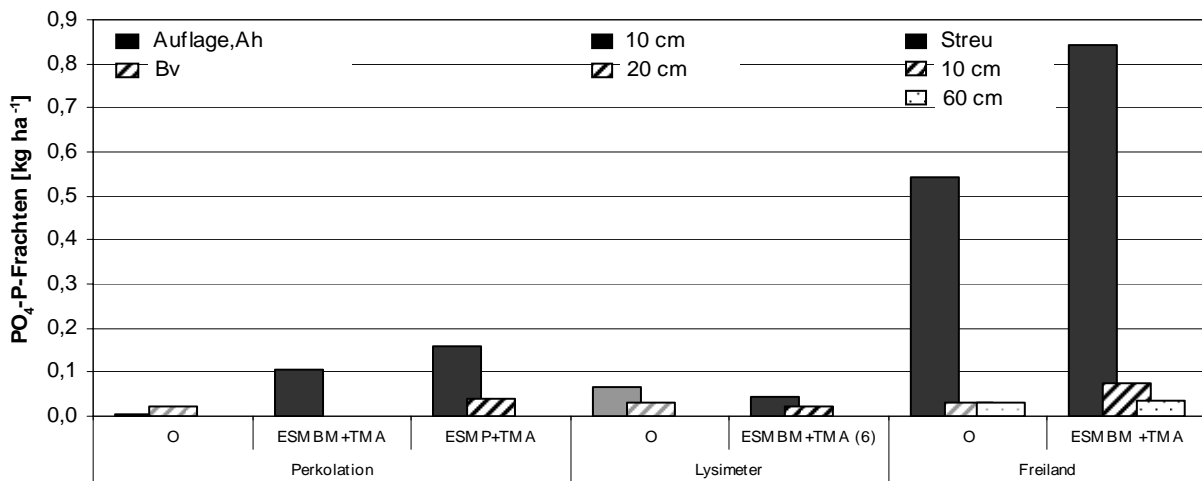


Abb. 1.33: Phosphorgesamtfrachten der CaMgKP-Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkulations-, Lysimeter- und Freilandversuch

Aluminiumgehalte

Der Verlauf der Netto-Aluminiumkonzentrationen im Perkolationsversuch ist in Abbildung 1.34 dargestellt. Nach Aufgabe der Mischungen geht die Aluminiumkonzentration unterhalb des Auflage-Ah-Horizontes zurück.

Bei den Enthärterschlammvarianten sinken sie schneller und stärker ab als bei den Reaktorkornvarianten. Im Bv-Horizont kommt es zu einer leichten Erhöhung, die bei den Reaktorkornvarianten stärker ausfällt.

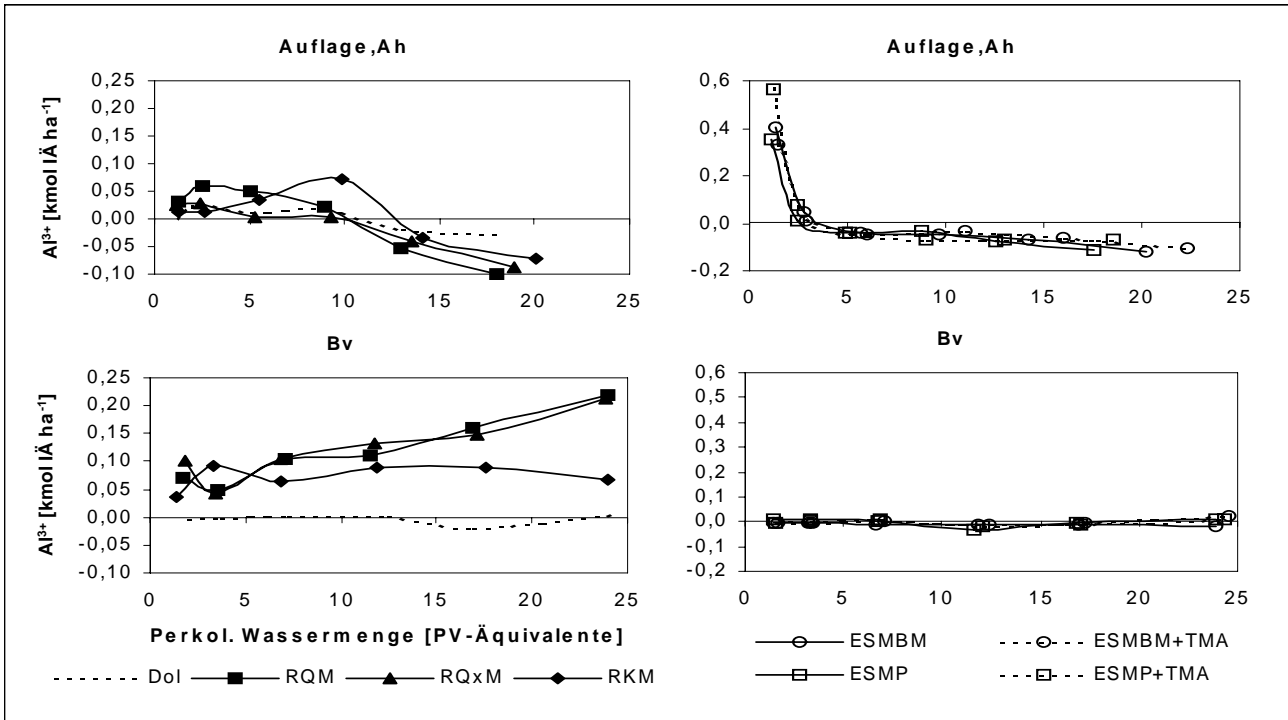


Abb. 1.34: Netto-Aluminiumfrachten im Perkolationsversuch (kmol IÄ ha^{-1}) getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

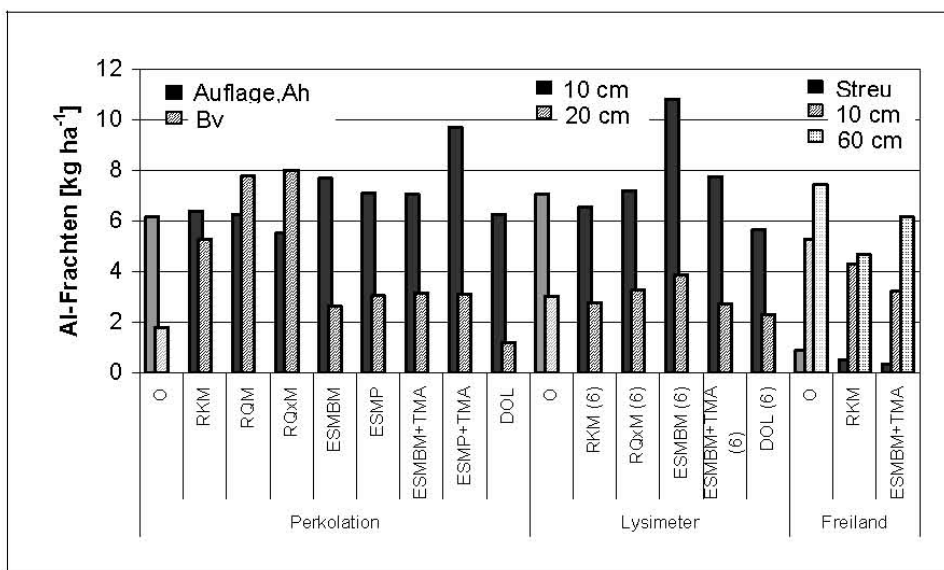


Abb. 1.35: Aluminiumgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs

Im Lysimeterversuch liegt der Aluminiumgehalt bei den Enthärter Schlammvarianten höher. Im Freiland sinken sie bei beiden Varianten bis in 60cm Tiefe signifikant unter die Kontrolle ab. Insgesamt wurden nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen die Aluminiumfrachten mit Ausnahme des Freilandversuchs in allen Tiefenstufen gegenüber der Kontrolle erhöht (Abbildung 1.35). Im Perkolationsversuch wurde im Bv-Horizont der Reaktorkornvarianten das Drei- bis Vierfache der Aluminiumfracht der Kontrolle verlagert.

Ca/Al- und M_b /Al-Verhältnisse

Die Ca/Al- und M_b /Al-Verhältnisse der Bodenlösungen zum Ende der Versuche sind in Tabelle 1.17f aufgeführt.

Im Perkolationsversuch zeigen die Ca/Al- und M_b /Al-Verhältnisse wieder ein geteiltes Bild. Die Verhältnisse sind bei den Enthärter Schlammvarianten durchweg signifikant weiter als in der Kontrolle, während die Reaktorkornvarianten in beiden Tiefen engere Ca/Al-

Verhältnisse und im Auflage-Ah-Horizont weitere M_b /Al-Verhältnisse aufweisen. Die CaMgK- Mischungen liegen über den entsprechenden CaMgKP-Mischungen. Im Freilandversuch liegen die Reaktorkorn-Magnesit- und Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bims- mehl plus Tiermehlasche-Variante durchgehend über der Kontrolle.

	Perkolations				Lysimeter				Freiland					
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)				1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al	Ca/Al	M_b /Al
Kontrolle	0,6	1,1	0,9	2,1	1,1	2,3	1,8	3,8	7,6	18,2	0,4	0,9	0,1	0,3
RKM	-0,1	+2,3	-0,5	+0,8	+0,1	+1,0	-0,5	-1,0	+29,7	+182	+0,8	+8,9	+0,2	+1,5
RQM	-0,1	+0,7	-0,7	-0,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	±0,0	+0,4	-0,7	-0,7	-0,2	-0,2	+0,9	+1,1	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+2,9	+3,9	+3,9	+5,0	±0,0	+0,3	+0,7	+1,4	x	x	x	x	x	x
ESMP	+4,0	+12,6	+5,9	+6,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+0,7	+3,8	+0,4	+1,5	-0,2	-0,1	+1,2	+2,0	+25,6	+80,4	+1,0	+7,0	+0,2	+1,3
ESMP+TMA	+3,4	+8,2	+0,2	+0,8	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	±0,0	-0,1	+1,7	+2,8	+0,7	+1,1	+12,1	+21,3	x	x	x	x	x	x

Tab. 1.17: Ca/Al- und M_b /Al-Verhältnisse der Bodenlösungen der Mischungen zum Ende des jeweiligen Versuchs. $M_b=Ca+Mg+K$)

Der Verlauf der Ca/Al-Verhältnisse zeigt bei den Reaktorkornvarianten unter des Auflage-Ah-Horizontes nach anfänglich hohen Werten eine Tendenz gegen die Kontrolle, während im Bv-Horizont nach sehr engen Verhältnissen zu Beginn eine Aufweitung zu beobachten ist (Abbildung 1.36 und Abbildung 1.37). In den Enthärter Schlammvarianten kommt es in der Auflage in der ersten Versuchshälfte zu einem Peak, der verzögert an den Bv weitergegeben

wird. Die Mischungen ohne Tiermehlasche zeigen zu Versuchsende nur einen leichten Abfall bzw. sogar Anstieg.

Nitratverlagerung

Die Nitrat-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximalkonzentrationen sind in Tabelle 1.18 aufgeführt.

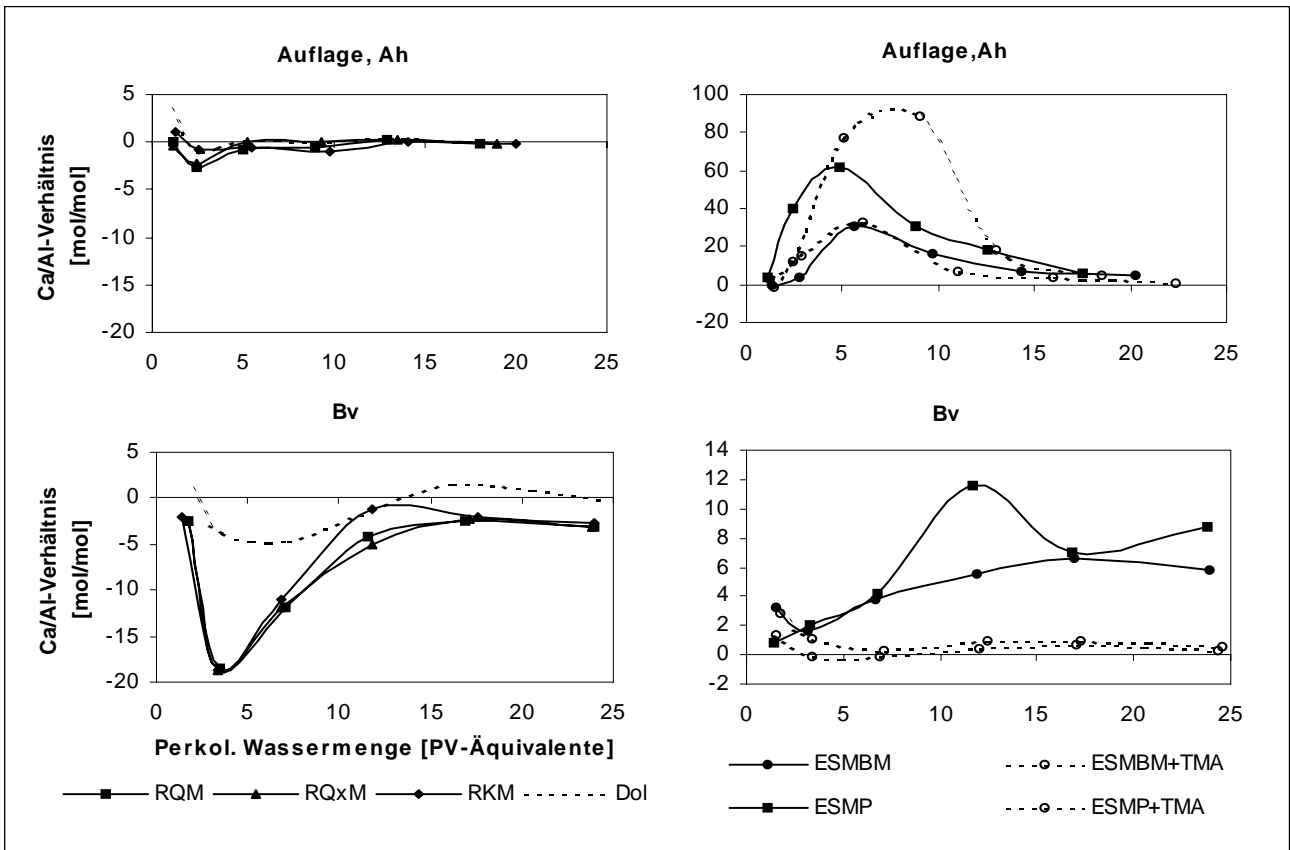


Abb. 1.36: Ca/Al-Verhältnisse im Perkolationsversuch getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz als Differenz zur Kontrolle

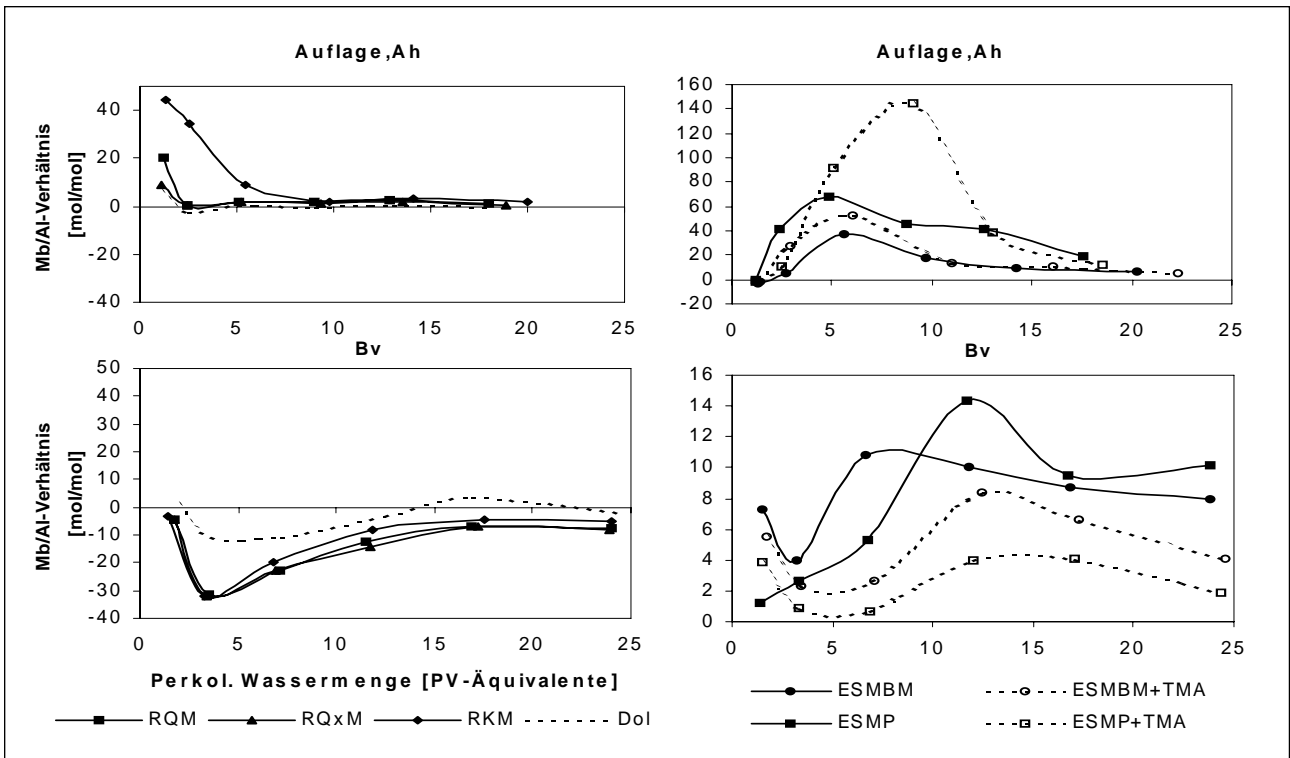


Abb. 1.37: Mb/Al-Verhältnisse im Perkolationsversuch getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz als Differenz zur Kontrolle

	Perkolations				Lysimeter				Freiland					
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)				1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,00	0,04	0,06	0,24	1,77	28,9	1,99	16,6	2,32	45,8	0,07	1,2	0,02	1,8
RKM	+0,02	0,08	+0,02	0,42	-1,71	34,4	-1,71	14,5	+3,86	11,1	+0,40	4,9	±0,00	1,9
RQM	+0,01	0,03	+0,07	0,19	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	±0,00	0,03	+0,01	0,10	-1,26	31,2	+6,39	26,7	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+0,01	0,36	±0,00	0,59	-1,56	45,7	+4,51	40,1	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,01	0,23	+0,03	0,62	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	±0,00	0,29	±0,00	0,31	-1,31	40,4	+7,71	29,4	-0,31	27,6	+0,17	2,2	+0,04	1,4
ESMP+TMA	+0,02	0,27	+0,04	0,50	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,01	0,05	-0,03	0,17	-1,73	16,2	+0,04	6,2	x	x	x	x	x	x

Tab. 1.18: Nitrat-Nettoendgehalte (End) und maximale Nitratkonzentration in der Bodenlösung (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in (mg NO₃-N l⁻¹). Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit α=0,05.

Die höchsten Nitratkonzentrationen werden im Lysimeterversuch gemessen, gefolgt vom Freilandversuch. Bis auf die Konzentrationen des Lysimeterversuchs in 10 cm Tiefe liegen die Nitratgehalte der Bodenlösungen gegen Versuchsende geringfügig über der Kontrolle. Nur

während des Lysimeterversuchs wurden Gehalte erreicht, die den Trinkwassergrenzwert von 50 mg NO₃ l⁻¹ (= 11,3 mg NO₃-N l⁻¹) überschritten. Zum Versuchsende liegen die Nitratgehalte wieder niedriger.

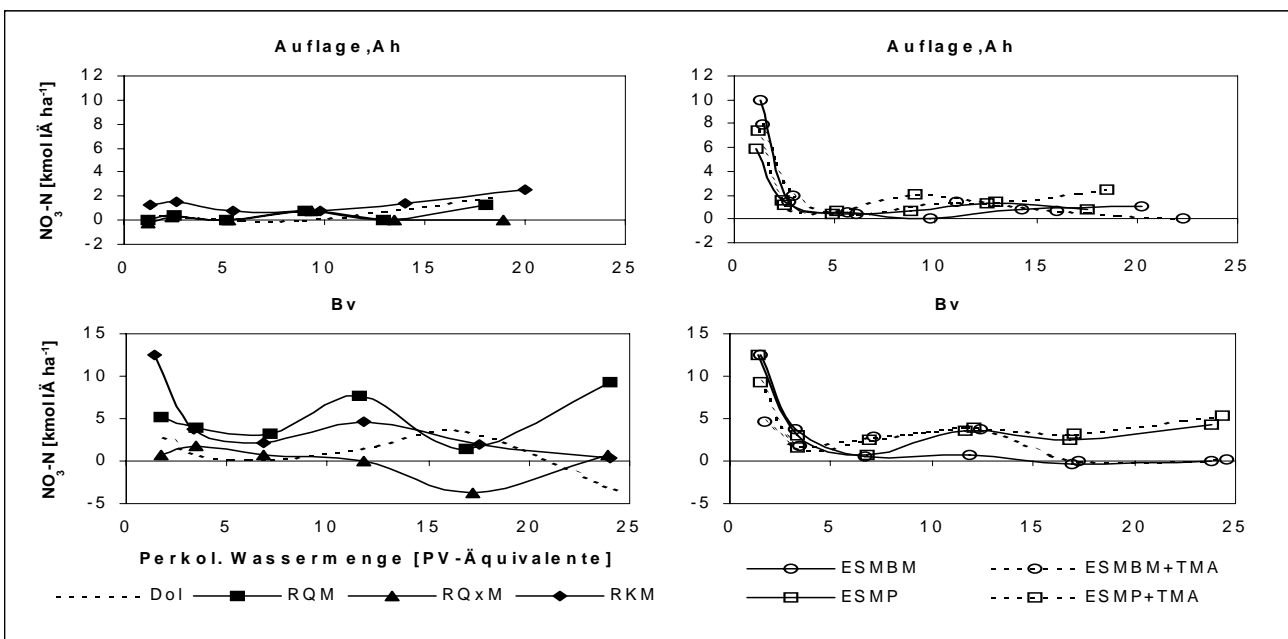


Abb. 1.38: Netto-Nitratfrachten im Perkolationsversuch (kmol IÄ ha⁻¹) getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

Im Perkolationsversuch kommt es bei den Enthärtschlammvarianten im Gegensatz zu den Reaktorkornvarianten und den anderen Versuchen zu einer starken initialen Nitratfreisetzung, danach pendeln sich die Nitratgehalte aller Sekundärrohstoffvarianten auf einem gleichbleibendem Niveau ein (Abbildung 1.38). In den übrigen Versuchen wurde kein solcher Initialeffekt beobachtet, in den Enthärtschlammvarianten wurden generell höhere

Nitratkonzentrationen gemessen als in den Reaktorkornvarianten. Im Perkolations- und im Lysimeterversuch werden im Oberboden höhere Nitrat-Gesamtfrachten gemessen. Im Bv-Horizont fallen die Reaktorkornvarianten mit hohen Nitratausträgen auf (Abbildung 1.39). Der Verlauf der Nitratkonzentrationen und Gesamtfrachten verhält sich ähnlich den Aluminiumkonzentrationen bzw. -gesamtfrachten.

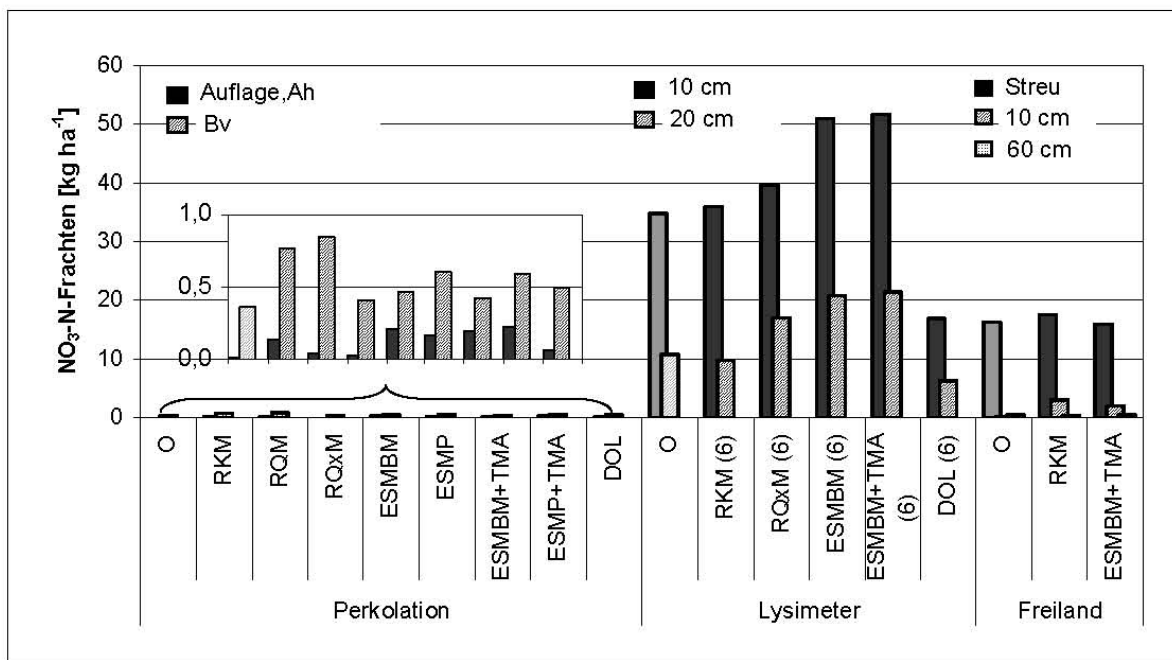


Abb. 1.39: Nitratgesamtfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs. Die kleinere Grafik zeigt die Gesamtfrachten im Perkolationsversuch in vergrößertem Maßstab.

Schwefelfreisetzung

Die Sulfat-Nettokonzentrationen der Sickerwasserlösungen zum Ende der Versuche sowie die Maximalkonzentrationen sind in Tabelle 1.19 aufgeführt.

Von wenigen Ausnahmen abgesehen liegen die Sulfatgehalte der Bodenlösungen am Ende der Versuche über der Kontrolle. Während es in den Reaktorkornvarianten mit zunehmender Tiefe zu einer Abnahme an Sulfat kommt, erhöhen sich die Gehalte bei den Enthärtschlammvarianten. Die Mischungen mit Tier-

mehlasche haben die höchsten Gehalte und Maximalkonzentrationen.

Die höchsten Sulfatfrachten werden im Perkolationsversuch gemessen (Abbildung 1.41). Generell sind die Gesamtfrachten mit Ausnahme der Enthärtschlamm plus Magnesit plus Perlit-Variante in den Enthärtschlamm-mischungen am höchsten. In den Reaktorkornvarianten werden zum Teil niedrigere Sulfat-Gesamtfrachten verlagert als in der Kontrolle.

	Perkolations				Lysimeter				Freiland					
	700 mm (14 Tage=1 Jahr)				1130 mm (13 Monate)				560 mm (11 Monate)					
	Aufl./Ah		Bv		10 cm		20 cm		Streu		10 cm		60 cm	
	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max	End	Max
Kontrolle	0,00	3,10	0,63	7,54	3,95	6,31	3,57	6,78	2,64	5,42	2,32	6,26	3,41	6,89
RKM	+0,27	4,66	+0,26	8,04	+0,48	6,61	+0,42	7,00	+1,79	10,1	-0,22	11,2	+0,07	6,76
RQM	+0,14	3,89	-0,30	6,54	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
RQxM	+0,31	3,82	-0,13	6,80	+0,14	6,78	+0,17	6,75	x	x	x	x	x	x
ESMBM	+0,60	5,05	+3,16	10,4	-0,32	5,93	+0,27	5,39	x	x	x	x	x	x
ESMP	+0,48	4,54	+0,80	6,74	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ESMBM+TMA	+0,95	8,14	+2,25	10,0	+0,24	9,90	+0,45	7,55	+0,04	27,5	+2,56	6,04	+2,51	5,70
ESMP+TMA	+0,62	7,92	+1,21	10,2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DOL	+0,07	3,49	-0,42	7,91	-3,83	5,91	+3,52	4,86	x	x	x	x	x	x

Tab. 1.19: Sulfat-Nettoendgehalte (End) und maximale Sulfatkonzentration in der Bodenlösung (Max) in den verschiedenen Versuchen. Angabe in (mg SO₄-S l⁻¹).

Die Sulfatgehalte der Sekundärrohstoffvarianten zeigen unter dem Auflage-Ah-Horizont eine leicht abnehmende Tendenz. Im Bv-Horizont erniedrigen sich die Konzentrationen

der Bodenlösung in den Reaktorkornvarianten, während sie bei den Enthärter Schlammvarianten ansteigen (Abbildung 1.40).

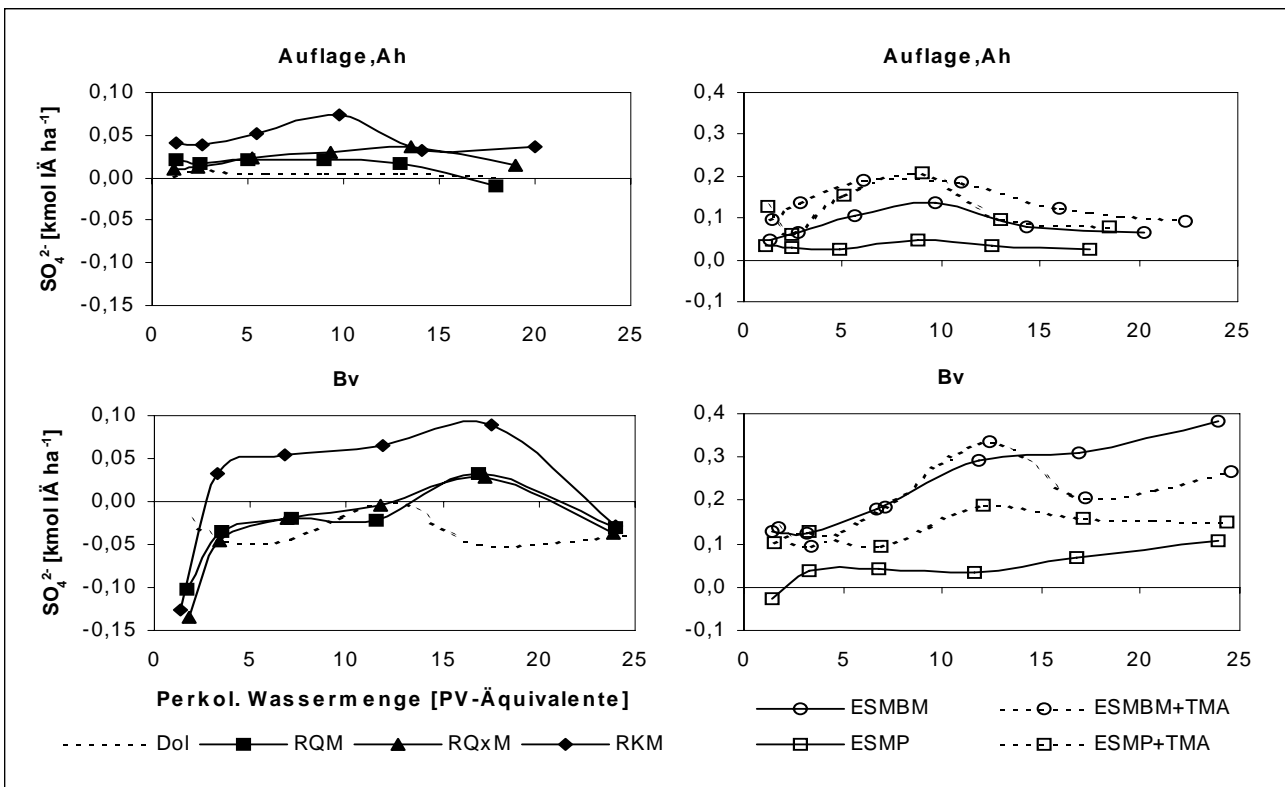


Abb. 1.40: Netto-Sulfatfrachten im Perkolationsversuch (kmol IÄ ha⁻¹) getrennt nach CaMg-Mischungen und Mischungen mit K- bzw. KP-Zusatz

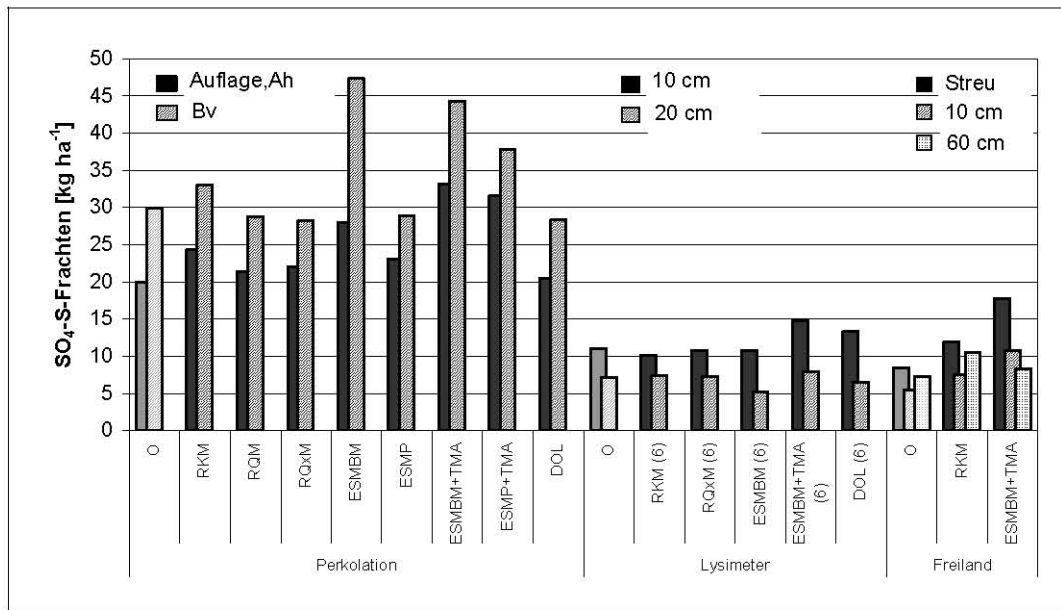


Abb. 1.41: Sulfatgesamfrachten der Mischungen über den jeweiligen Versuchszeitraum in den verschiedenen Tiefen des Perkolations-, Lysimeter- und Freilandversuchs.

	Al	Fe	Mn	Pb	Cd	Cr	Ni	Ca	K	Mg	Na	P	S	NH ₄ N	NO ₃ N
Perkolationsversuch (Bv-Horizont)															
O	0,37	0,00	0,04	0,001	0,001	0,001	0,000	1,18	1,16	0,61	1,40	0,010	3,51	0,30	0,06
RKM	+0,35	+0,02	-0,01	+0,01 1	±0,00	±0,00	±0,00	-0,60	+0,55	+1,10	+0,37	-0,010	+0,66	+0,65	+0,05
RQM	+0,90	+0,03	-0,03	+0,00 3	-0,001	-0,001	±0,00	-0,71	-0,17	+1,60	+0,47	-0,010	+0,11	+0,46	+0,11
RQxM	+0,96	+0,04	-0,02	+0,00 3	-0,001	-0,001	+0,00 1	-0,79	-0,10	+1,18	+0,54	-0,010	+0,28	+0,33	+0,04
ESMBM	+0,06	±0,00	-0,03	+0,00 3	-0,001	-0,001	±0,00	+3,41	+0,08	+0,36	+0,11	-0,010	+2,70	-0,20	-0,03
ESMP	+0,17	+0,07	-0,02	+0,00 7	-0,001	-0,001	+0,00 1	+7,04	+0,31	+0,21	-0,23	-0,002	+0,34	+0,78	±0,00
ESMBM+TMA	+0,21	+0,01	-0,03	+0,01 0	-0,001	-0,001	±0,00	+0,58	+2,77	+0,02	+0,82	+0,010	+1,79	+0,14	-0,03
ESMP+TMA	+0,17	+0,01	±0,00	+0,00 2	-0,001	±0,00	+0,00 1	+0,19	+0,81	+0,08	+0,26	-0,007	+0,75	+0,66	±0,00
DOL	-0,09	±0,00	-0,02	±0,00 0	-0,001	-0,001	+0,00 2	+0,04	-0,35	+0,27	+0,14	+0,002	+0,02	-0,19	±0,00
Lysimeterversuch (20 cm Tiefe)															
O	1,67	0,54	0,18	0,002	0,001	0,001	0,006	6,64	3,93	3,26	2,74	0,020	3,57	0,06	1,99
RKM	+0,33	+0,02	-0,07	±0,00	±0,00	+0,00 1	-0,001	-0,84	-0,55	-0,01	-1,29	±0,00	+0,42	-0,01	-1,27
RQxM	+0,40	-0,23	+0,01	+0,00 2	±0,00	-0,001	+0,00 2	+5,76	-0,14	+1,74	-1,24	-0,015	+0,17	-0,01	+7,39
ESMBM	+0,10	-0,03	-0,02	+0,00 2	±0,00	±0,00	±0,00	+3,04	-0,44	+2,10	-0,80	±0,00	+0,26	+0,11	+4,51
ESMBM+TMA	+0,30	+0,33	+0,09	±0,00	±0,00	±0,00	+0,00 2	+6,56	+0,27	+2,69	+0,95	+0,010	+0,45	±0,00	+7,91
DOL	-1,37	-0,46	-0,17	+0,28	±0,00	-0,001	-0,005	-3,16	-3,11	-1,62	-2,17	-0,018	-2,68	-0,05	+0,42
Freilandversuch (60 cm Tiefe)															
O	3,66	0,46	0,03	0,003	0,005	0,002	0,005	0,84	2,35	0,44	1,76	0,004	3,48	0,05	0,02
RKM	-1,62	-0,36	-0,02	-0,002	±0,00	-0,001	-0,001	+0,70	2,74	+2,70	+0,70	+0,009	+2,44	-0,01	±0,00
ESMBM+TMA	-1,76	-0,11	+0,03	-0,002	-0,001	-0,001	-0,001	+0,34	3,19	+1,91	+0,42	±0,00	-0,07	-0,01	+0,04

Tab. 1.20: Darstellung der Netto-Endgehalte einiger Schwermetalle und Elemente in den Bodenlösungen der jeweils tiefsten untersuchten Tiefenstufe in (mg Element l⁻¹). Fettdruck: Überschreitung der Grenzwerten der Trinkwasserverordnung. Graue Felder: Signifikanter Unterschied der Variante zur Kontrolle mit $\alpha=0,05$.

Schwermetallfreisetzung

Die Sickerwassergehalte einiger für die Wasserqualität relevanter Elemente, insbesondere Schwermetalle zum Ende der Versuche sind in Tabelle 1.20 aufgeführt.

Nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen erhöhten sich die Gehalte der Sickerwasserlösungen im Perkolationsversuch unterhalb des Bv-Horizonts für Aluminium, Eisen, Blei und Nickel, während die Gehalte zu Versuch-

sende für Mangan, Cadmium und Chrom gegenüber der Kontrolle erniedrigt werden. Im Lysimeterversuch war die Schwermetallmobilisierung/-immobilisierung nicht einheitlich. Im Freilandversuch wurden in 60 cm Tiefe für Blei, Cadmium, Chrom und Nickel niedrigere beziehungsweise gleiche Konzentrationen gemessen. In keinem Fall wurden bedenkliche Werte im Vergleich zu den Schwermetall-Grenzwerten der TrinkwasserVO überschritten.

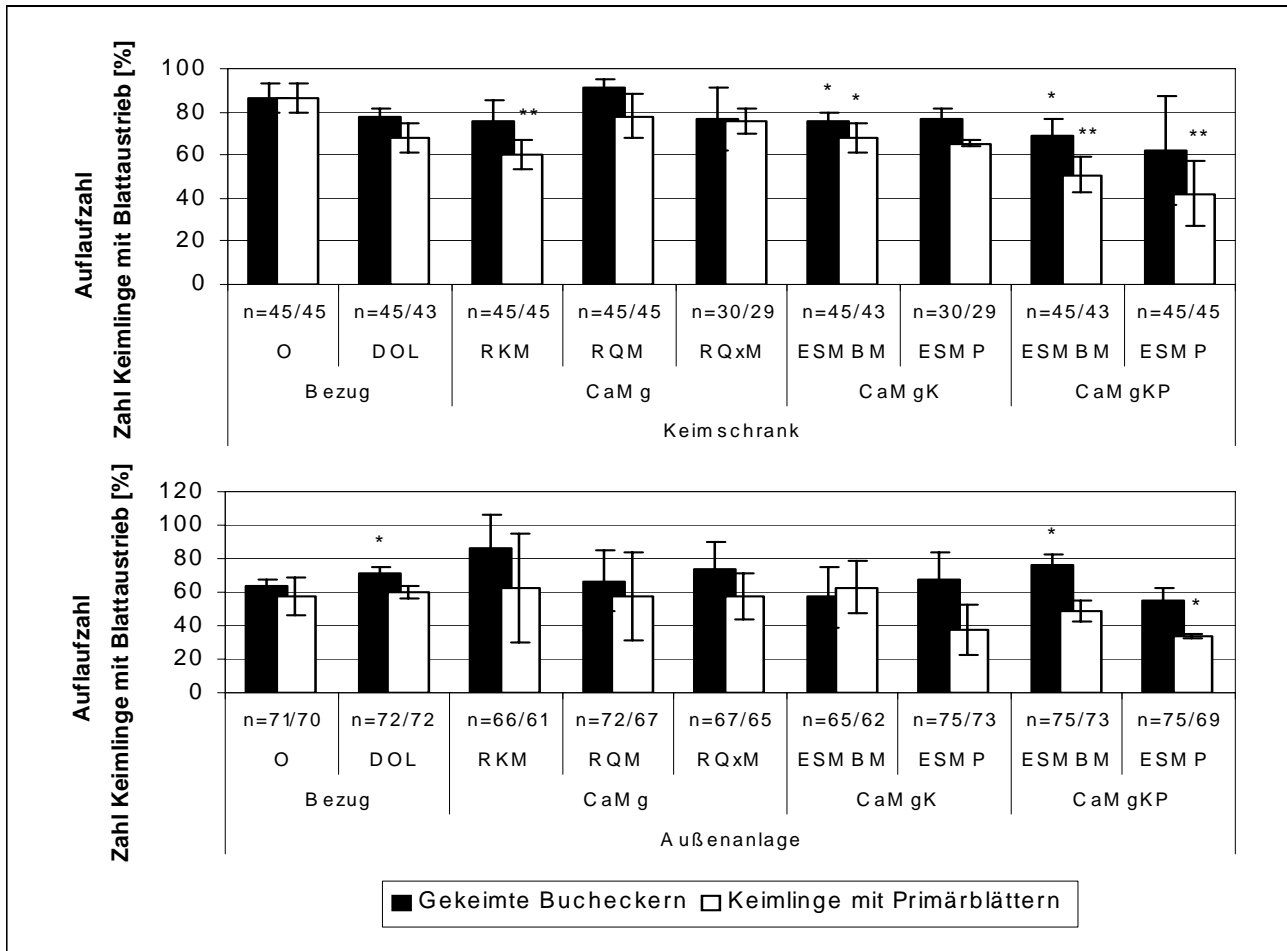


Abb. 1.42: Prozentuale Anzahl gekeimter Bucheckern (Auflaufzahl) und von Keimlingen im Primärblattstadium einen Monat nach dem Pikieren. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

1.2.5 Wirkungen auf die Pflanzen

Auswirkungen auf das Keimverhalten

Die Zahl gekeimter Bucheckern und von Keimlingen im Primärblattstadium sind in Abbildung 1.42 dargestellt.

Im Keimschrank lagen die Auflaufzahlen mit Ausnahme der Reaktorkorn Quarzkeim plus Magnesit-Variante unter der Kontrolle. Die CaMgKP-Varianten wiesen die geringste Zahl von Keimlingen bzw. Primärblattstadien auf. Die Prozentzahlen der Bismehlmischungen beider Varianten sind signifikant kleiner als in

der Kontrolle. In der Außenanlage liegen nur die Keimzahlen der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl- sowie Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Perlitstaub plus

Tiermehlasche unter der Kontrolle. Die höchste Zahl an Keimlingen besitzen Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche (signifikant), Reaktorkorn plus Magnesit.

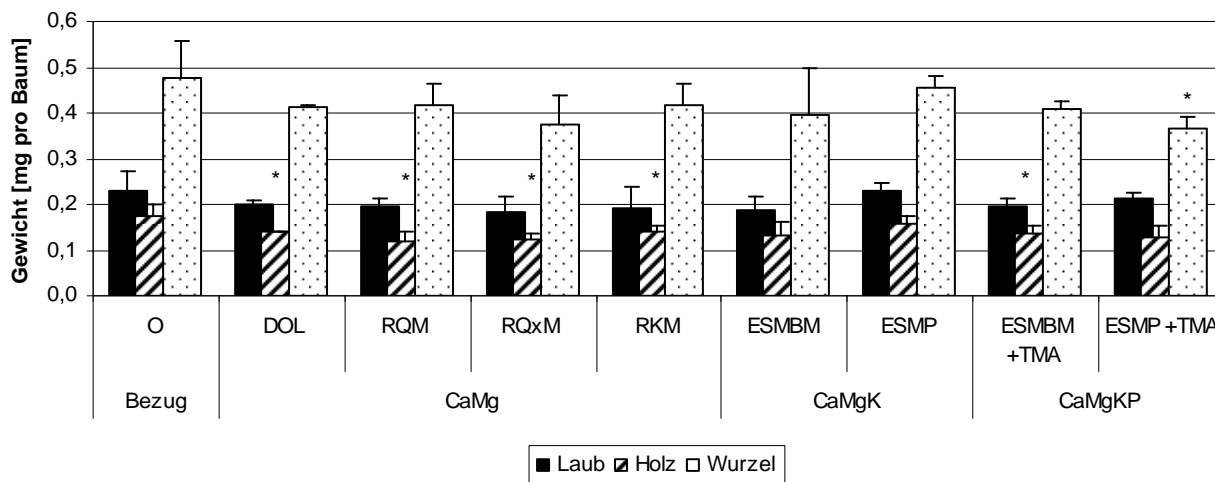


Abb. 1.43: Trockengewichte von Laub, Holz und Wurzeln der Buchen im Wachstumsversuch (Außenanlage) einen Monat nach dem Pikieren und nach Umrechnung auf die Einzelpflanze. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

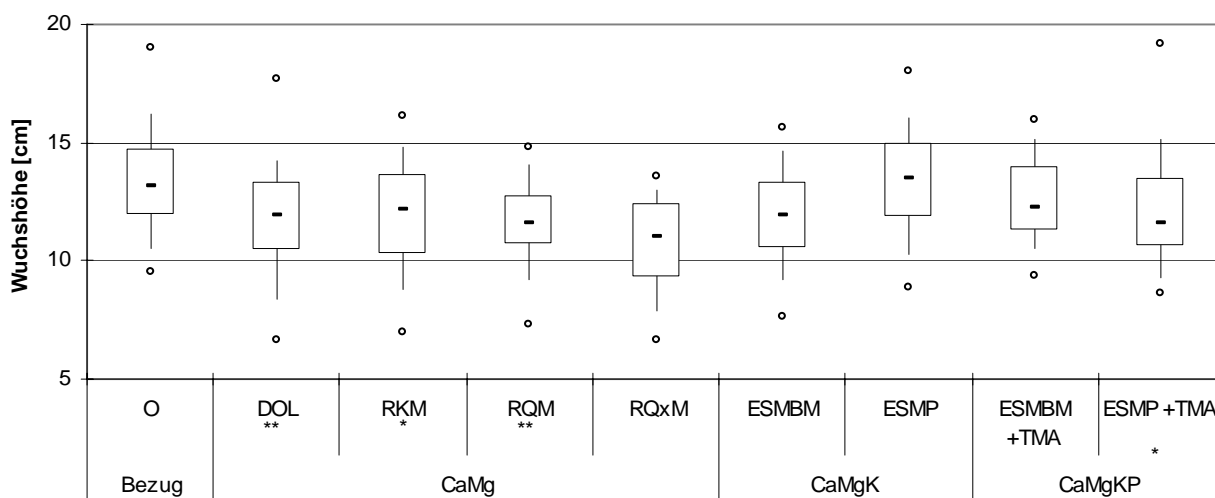


Abb. 1.44: Wuchshöhen der Buchen im Wachstumsversuch (N=15) einen Monat nach dem Pikieren. Darstellung von Median, 10%-, 25%-, 75%-, 90%-Perzentilen sowie der Minima und Maxima. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Die Laub-, Holz- und Wurzelbiomassen sowie die Wuchshöhen der Außenanlage zeigen ein ähnliches Bild wie die Ergebnisse von Keimung und Primärblattstadien im Keimschrank. Die Pflanzenkennwerte der Sekundärrohstoff-

varianten liegen unter der Kontrolle (Abbildung 1.43 und Abbildung 1.44) und sind für Holzbiomasse und Wuchshöhe der Reaktorkornvarianten signifikant.

	Ca	Mg	K	P	Al	Fe	Mn	Zn	Cu	S	N	C	C/N	a/Al
	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(%)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(%)	(%)		
Laub														
O	12,2	2,91	6,84	0,21	0,08	0,09	1,62	0,04	0,004	0,97	1,31	44,9	34	65,7
DOL	12,3	3,11	6,82	0,21	0,09	0,09	1,92	0,05	0,005	0,95	1,31	45,0	34	61,3
RKM	11,1	4,38	6,54	0,21	0,10	0,10	1,86	0,04	0,004	0,98	1,38	45,4	33	51,5
RQM	9,29	4,64	5,79	0,20	0,10	0,10	1,71	0,03	0,004	0,95	1,35	45,6	34	43,8
RQxM	9,02	5,17	5,73	0,16	0,09	0,10	1,12	0,03	0,004	0,97	1,39	45,7	33	44,1
ESMBM	10,6	3,59	7,58	0,17	0,09	0,09	1,34	0,03	0,004	0,94	1,38	46,0	33	55,2
ESMP	11,1	3,94	6,20	0,21	0,09	0,09	1,96	0,03	0,003	0,93	1,34	45,6	34	55,0
ESMBM+TMA	11,0	3,16	7,44	0,19	0,10	0,10	2,12	0,03	0,003	0,99	1,33	45,4	34	51,6
ESMP+TMA	11,3	4,20	6,58	0,22	0,09	0,09	1,32	0,03	0,004	1,01	1,40	45,7	33	57,5
Holz														
O	7,55	1,85	5,82	0,20	0,02	0,04	0,89	0,08	0,007	0,45	0,45	45,1	100	226
DOL	7,16	1,96	6,05	0,21	0,02	0,03	0,82	0,03	0,004	0,45	0,48	44,9	93	234
RKM	5,52	2,58	6,76	0,22	0,02	0,03	0,87	0,03	0,004	0,39	0,51	45,5	90	129
RQM	5,17	2,74	6,31	0,21	0,02	0,03	0,80	0,03	0,004	0,38	0,50	45,9	92	116
RQxM	4,86	2,70	5,92	0,18	0,02	0,03	0,62	0,02	0,004	0,36	0,52	45,9	88	104
ESMBM	5,78	2,53	6,17	0,17	0,02	0,03	0,68	0,02	0,003	0,37	0,48	45,6	95	128
ESMP	5,59	2,38	5,69	0,20	0,02	0,02	0,82	0,02	0,003	0,37	0,47	45,8	97	101
ESMBM+TMA	5,96	2,08	6,10	0,20	0,02	0,03	0,94	0,02	0,003	0,43	0,45	45,6	101	152
ESMP+TMA	5,74	2,83	6,21	0,24	0,02	0,02	0,63	0,02	0,003	0,50	0,49	45,7	93	117
Wurzeln														
O	2,94	1,36	3,65	0,16	0,21	0,28	0,29	0,04	0,003	0,65	0,50	45,4	91	26,8
DOL	3,32	1,55	3,77	0,18	0,20	0,28	0,29	0,03	0,004	0,60	0,51	45,2	88	27,3
RKM	2,73	2,14	4,06	0,18	0,19	0,25	0,31	0,04	0,004	0,59	0,57	45,8	80	6,54
RQM	2,56	2,11	3,81	0,18	0,20	0,25	0,26	0,03	0,004	0,58	0,54	45,6	84	5,63
RQxM	2,51	2,13	4,06	0,15	0,21	0,29	0,23	0,03	0,004	0,59	0,58	45,3	78	5,47
ESMBM	2,57	1,83	4,10	0,16	0,20	0,25	0,24	0,03	0,004	0,56	0,44	44,6	101	5,85
ESMP	2,90	1,67	3,83	0,16	0,16	0,23	0,30	0,04	0,004	0,58	0,50	45,3	90	8,05
ESMBM+TMA	2,76	1,51	3,61	0,16	0,18	0,23	0,31	0,03	0,004	0,68	0,47	45,3	97	7,00
ESMP+TMA	2,59	1,73	3,79	0,18	0,18	0,17	0,21	0,02	0,003	0,61	0,49	44,7	92	6,45

Tab. 1.21: Blattspiegelwerte und Elementgehalte der Buchen im Wachstumsversuch. Angabe als Mittelwerte. Kursivschrift bedeutet eine Unterschreitung der ausreichenden Gehalte für Laub nach VAN DEN BURG (1985). Signifikante Unterschiede zur Kontrolle sind grau unterlegt (t-Test mit Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$).

In Tabelle 1.21 sind die Nährstoffgehalte der Keimlinge der Außenanlage aufgeführt. In allen Varianten sind die Pflanzen laut Blattspiegelwerten mit Zink, Kupfer, Schwefel und Stickstoff unterversorgt. Die Ca/Al-Verhältnisse sind in den Sekundärrohstoffmischungen enger als in der Kontrolle. Bei etwa gleichen Aluminiumgehalten unterschreiten die Ca/Al-Verhältnisse weder in der Kontrolle

noch in den Sekundärrohstoffmischungen den von CRONAN & GRIGAL (1995) angegebenen 50%-Risikowert für Aluminiumtoxizität für Buchen von 12,5 mol/mol. Besonders im Holz und in den Wurzeln der Sekundärrohstoffvarianten unterscheiden sich die Verhältnisse deutlich von der Kontrolle. Für die Reaktorkornvarianten ergaben sich engere Verhältnisse als für die Enthärterschlammmvarianten.

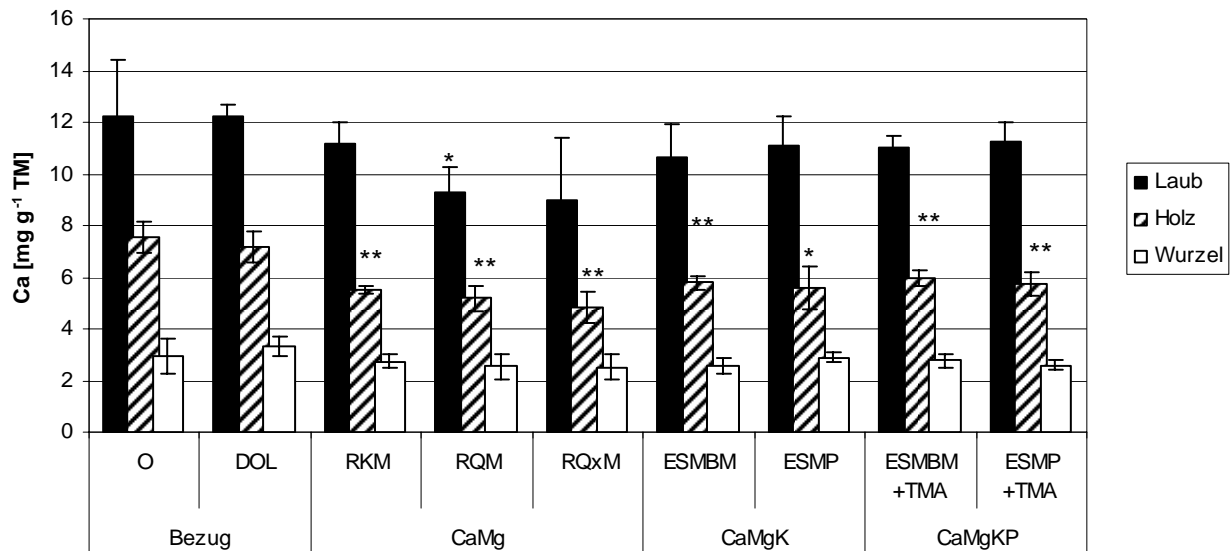


Abb. 1.45: Calciumgehalte der Pflanzen im Wachstumsversuch (N=25). Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Die Calciumgehalte in Laub, Holz und Wurzeln bei den Sekundärrohstoffmischungen sind durchgängig niedriger als in der Kontrolle, wobei die niedrigsten Werte bei den Varianten mit Reaktorkorn plus Magnesit gemessen werden (Abbildung 1.45).

Magnesiummangel wurde nur in der Kontrolle festgestellt. Die Magnesiumgehalte in Laub,

Holz und Wurzeln der Sekundärrohstoffmischungen sind durchgängig höher. Die Blattspiegelwerte der Reaktorkornvarianten sind hochsignifikant, die der Enthärter Schlamm-Perlit-Mischungen signifikant höher als die Kontrolle (Abbildung 1.46).

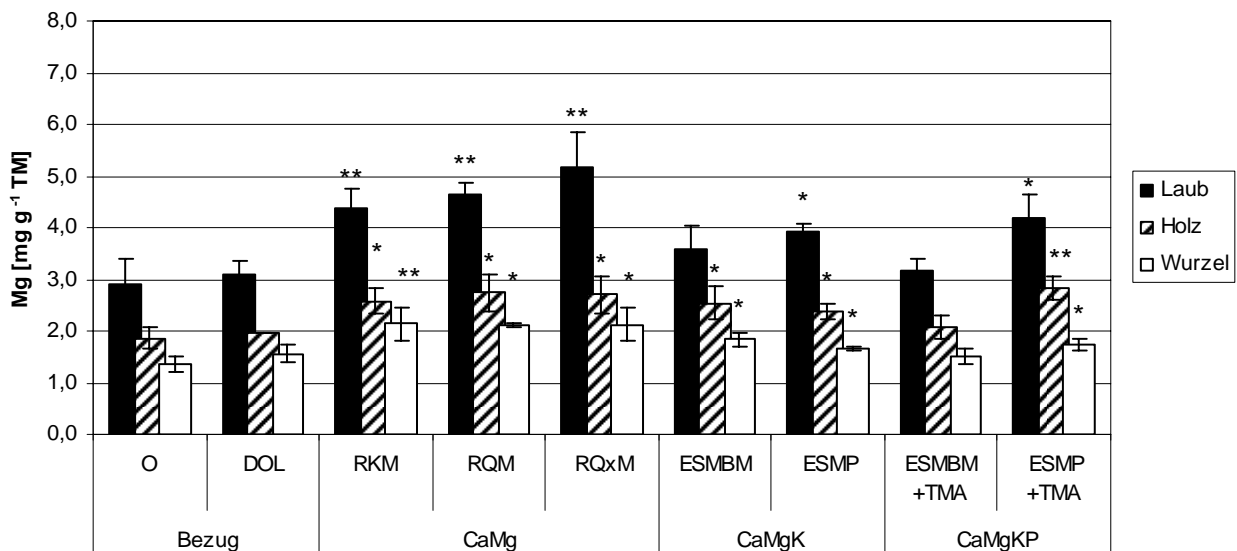


Abb. 1.46: Magnesiumgehalte der Pflanzen im Wachstumsversuch (N=25). Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

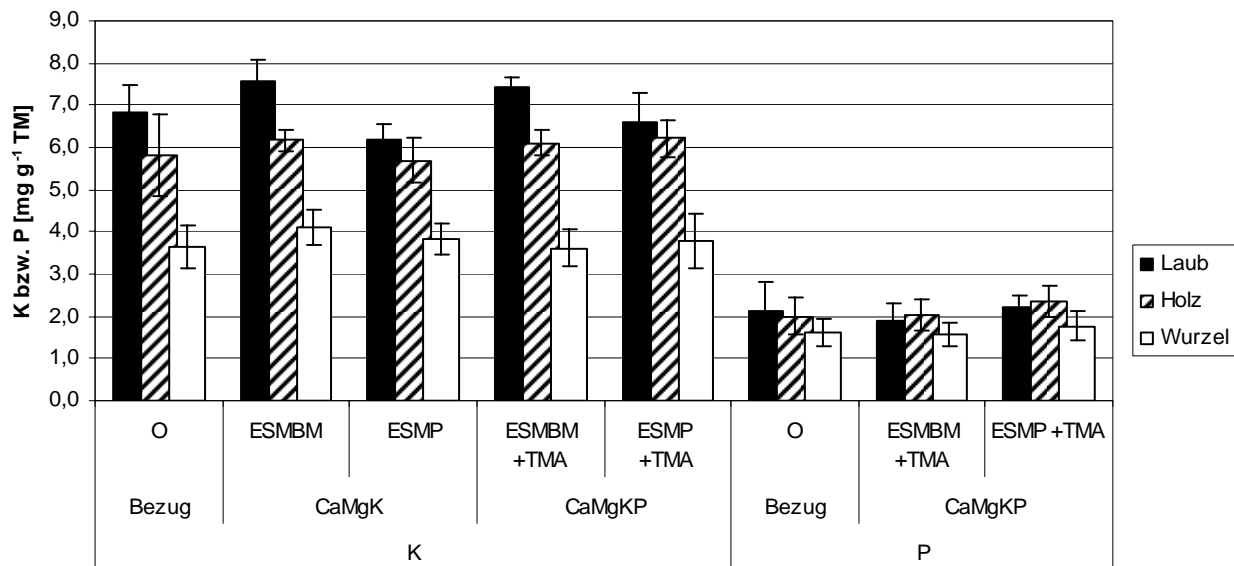


Abb. 1.47: Kalium- und Phosphorgehalte der Pflanzen im Wachstumsversuch (N=25). Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Die Kaliumversorgung verbessert sich nur in den Enthärter Schlamm-Bimsmehl-mischungen durchgängig, in Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Perlitstaub enthalten die Wurzeln, in Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Perlitstaub plus Tiermehlasche Holz und Wurzeln mehr Kalium. Der Phosphorgehalt steigt nur bei Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Perlitstaub plus Tiermehlasche leicht an (Abbildung 1.47).

Pflanzenverträglichkeit (Vitalität)

Im Lysimeterversuch ergaben sich innerhalb der Varianten durch die uneinheitliche Sonneneinstrahlung positionsabhängige Unterschiede beim Buchenwachstum. So zeigen die Buchen im stärkeren Beschattungsbereich variantenunabhängig höhere Wachstumsraten und Pflanzenkennwerte. Bei der optischen Aufnahme der Pflanzen wurden keine deutlichen Unterschiede im Chlorophyllgehalt oder dem Zeitpunkt der Blattverfärbung im Herbst festgestellt. Zum Aufnahmezeitpunkt war der herbstliche Laubabwurf in der Kontrolle fast abgeschlossen, während in den Sekundärrohstoffvarianten noch grüne Blätter zu finden waren. In den Reaktorkorn- und der Dolomit-Varianten verblieb das braune Laub bis zum Austrieb im Folgejahr

an der Pflanze. In der dritten Aprilwoche des Folgejahres waren an einigen Buchen der Kontroll-, der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl-, der Reaktorkorn plus Magnesit- und der Dolomit-Variante etliche, bei der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche-Variante dagegen nur vereinzelte voll ausgetriebene Blätter sichtbar. In der Folgeweche war das Laub in allen Varianten ausgetrieben. In der zweiten Vegetationsperiode wurde die Bodenoberfläche in den Reaktorkornvarianten vollständig beschattet. Die Pflanzenkennwerte der Buchen sind in Tabelle 1.22 aufgelistet. Wegen der ungleichen Anzahl beprobter Bäume pro Lysimeter wurden Biomasse und Elementgehalte auf einen Baum umgerechnet. Alle Pflanzenkennwerte der Sekundärrohstoffvarianten liegen über denen der Kontrolle. In den Reaktorkorn- und der Dolomit-Varianten wurden die höchsten Biomassen und Blattflächenindizes ermittelt, gefolgt von den Enthärter Schlamm-Varianten. Die Reaktorkorn plus Magnesit-Variante hat die höchsten Werte, die Unterschiede zur Kontrolle sind mit Ausnahme des 100-Blatt-Gewichts signifikant. Bei der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl-Variante unterscheiden sich nur Laubbiomasse

und Blattflächenindex (LAI) signifikant. Die Pflanzenkennwerte der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche-Variante sind von allen Mischungen am niedrigsten, sie liegen meist nur knapp oberhalb der Kontrolle. Beim 100-Blatt-Gewicht sind keine

signifikanten Unterschiede zur Kontrolle festzustellen. Die Reaktorkorn plus Magnesit-Variante liegt mit 6,7 g pro 100 Blatt an der Spitze, gefolgt von der Variante mit Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl mit 6,01 g.

	n	Biomasse (g pro Baum)						LAI		100-Blatt-Gewicht (g)	
		Laub		Holz		Wurzel					
O	46	5,83	± 0,76	12,6	± 2,72	12,7	± 1,72	1,70	± 0,21	5,42	± 0,65
RKM ₍₆₎	48	9,03	± 0,23	20,9	± 2,03	17,2	± 0,98	2,90	± 0,10	5,97	± 0,39
RQxM ₍₆₎	46	8,58	± 2,35	18,3	± 5,88	14,9	± 3,57	2,65	± 0,87	6,70	± 1,05
ESMBM ₍₆₎	47	7,71	± 1,19	15,4	± 3,57	14,3	± 1,63	2,39	± 0,43	6,01	± 1,00
ESMBM+TMA ₍₆₎	42	6,78	± 0,60	14,3	± 2,04	13,3	± 1,17	1,90	± 0,14	5,71	± 0,33
DOL ₍₆₎	16	8,66		17,7		16,4		2,77		5,83	

Tab. 1.22: Pflanzenkennwerte der Lysimeterversuche. Angabe als Mittelwerte mit Standardabweichung. n = Anzahl der beprobten Buchen. LAI = Blattflächenindex. Grau unterlegte Zahlen bedeuten einen signifikanten Unterschied zur Kontrolle (Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$, t-Test).

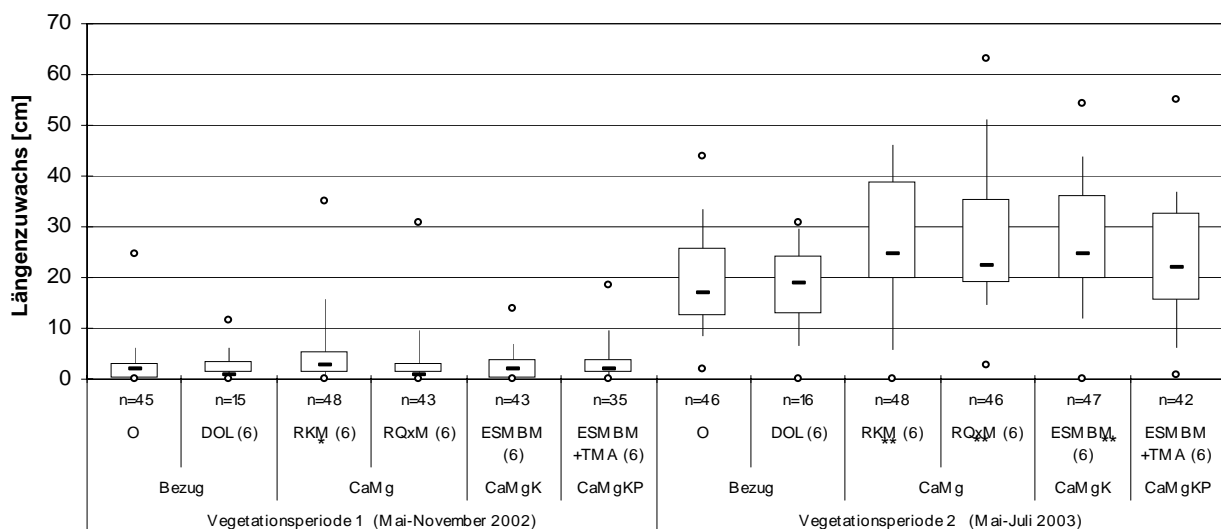


Abb. 1.48: Längenzuwachs der Buchen in den Lysimetern von der Ausbringung bis zur Ernte. Angabe in (cm). Darstellung von Median, 10%-, 25%-, 75%- und 90%-Perzentilen sowie der Minima und Maxima. Maximaler Zuwachs bei RKM₍₆₎ 89 cm, bei RQxM₍₆₎ 72 cm. n = Anzahl der bewerteten Buchen. Signifikanzniveau * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Beim Längenzuwachs unterscheiden sich die beiden Wachstumsperioden sehr deutlich voneinander (Abbildung 1.48). Im ersten Jahr lagen die Mediane zwischen 1 cm und 3 cm Zuwachs, ein Jahr später zwischen 20 cm (Kontrolle) und 28 cm (Reaktorkorn plus Magnesit, Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bismehl). In der Reaktorkorn plus Magnesit-Variante waren die Längenzuwächse bereits zu Versuchsbeginn signifikant höher als in der Kontrolle, im Folgejahr zusätzlich bei der Variante Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bismehl. Die höchsten Zuwächse wurden in den Reaktorkornvarianten gemessen (40 und 89 cm, beziehungsweise 35 und 72 cm). Die hohen Längenzuwächse kamen durch teils mehrfache Johannistriebbildung zustande und waren nicht variantenspezifisch.

In den Reaktorkorn-Varianten wurde in jedem Lysimeter Ektomykorrhiza an den Wurzeln

festgestellt. In der Kontrolle und bei verschiedenen Enthärter Schlamm-Varianten wurde keine Mykorrhizierung gefunden.

Verbesserung der Pflanzenversorgung

Die Elementgehalte der Buchen des Lysimeterversuchs sind in Tabelle 1.23 aufgelistet. Auffällig sind die geringeren Spurenelementgehalte in den Sekundärrohstoffvarianten. Die Calciumblattspiegelwerte sind ebenfalls geringer als in der Kontrolle (bei Reaktorkorn plus Magnesit signifikant). Die Magnesiumblattspiegelwerte der Sekundärrohstoff-Varianten sind signifikant höher. Die Kaliumgehalte der Enthärter Schlammvarianten liegen unter der Kontrolle. Die Phosphor-Gehalte der Kontrolle sind höher als bei Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bismehl plus Tiermehlasche. Weder in der Kontrolle noch in den Puffersubstanzvarianten ist Aluminiumtoxizität zu befürchten.

		$O_{(6)}$		$RKM_{(6)}$		$RQxM_{(6)}$		$ESMBM_{(6)}$		$ESMBM + TMA_{(6)}$		$DOL_{(6)}$
Ca	(mg/kg)	8013	±191	7395	±400	7705	±502	7946	±315	7710	±336	9337
Mg	(mg/kg)	3370	±263	4696	±226	4105	±396	4479	±354	4107	±102	3686
K	(mg/kg)	4888	±123	4594	±168	4976	±651	4856	±76	4755	±318	4713
P	(%)	0,14	±0,01	0,12	±0,0	0,13	±0,0	0,13	±0,0	0,12	±0,0	0,12
S	(mg/kg)	1608	±65	1561	±37	1552	±89	1624	±29	1546	±45	1553
Al	(mg/kg)	128	±6,7	123	±3,7	116	±18	120	±9,7	118	±7,5	116
Mn	(mg/kg)	1815	±284	779	±28	816	±94	746	±152	878	±90	930
Fe	(mg/kg)	141	±10	138	±3	132	±13	137	±15	133	±7	140
Na	(mg/kg)	203	±194	184	±103	163	±74	151	±109	125	±35	99
Zn	(mg/kg)	53	±5,1	47	±2,2	48	±1,3	45	±2,2	45	±0,5	50
B	(mg/kg)	46	±6,6	37	±2,6	34	±4,3	35	±7,5	32	±3,3	43,6
Cu	(mg/kg)	6,4	±0,5	5,9	±0,1	6,4	±0,6	6,5	±0,2	6,1	±0,3	6,6
N	(%)	2,3	±0,1	2,3	±0,1	2,3	±0,1	2,4	±0,04	2,3	±0,1	2,3
C	(%)	48,9	±0,3	48,6	±0,1	49,0	±0,2	48,9	±0,3	48,6	±0,4	48,4
C/N		21,1	±0,9	20,8	±0,8	21,1	±1,0	20,6	±0,4	21,2	±1,2	20,4
Ca/Al	(mol/mol)	42,2		40,4		44,7		44,5		43,9		54,4
M_p/Al	(mol/mol)	97,8		108,4		113,6		113,8		110,3		117,9

Tab. 1.23: Blattspiegelwerte der Buchen im Lysimeterversuch und der ausreichenden Gehalte für Jungbuchen (VAN DEN BURG 1985). Angabe als Mittelwerte mit Standardabweichung. Kursivschrift bedeutet Unterschreitung der Gehalte. Grau unterlegte Zahlen verdeutlichen einen signifikanten Unterschied zur Kontrolle (Varianzanalyse mit t-Test und Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$).

Um Verdünnungseffekte durch unterschiedliche Biomassemengen zu detektieren, wurden die Calcium-, Magnesium-, Kalium- und Phosphorgehalte auf 100 Blatt-Gewichte bezogen (Abbildung 1.49). Für alle vier Elemente sind die Gehalte der Varianten höher. In der Reaktorkorn Quarzkeim plus Magnesit- und der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl-Variante wird mehr Calcium (51,6 bzw. 47,9 mg) gefunden als bei den Varianten mit Reaktorkorn Kalkkeim plus Magnesit und Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche (je 44 mg). Für Magnesium liegen die Sekundärrohstoffmischungen signifikant über der Kontrolle (18,2 mg; $\alpha = 0,05$). In

der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche-Variante enthalten 100 Blatt weniger Magnesium (23,5 mg) als die übrigen Sekundärrohstoffvarianten (26,7-28,0 mg). Bei den kaliumhaltigen Enthärter Schlamm-Mischungen (29,2 und 27,3 mg) wird etwas mehr Kalium gefunden als in der Kontrolle (26,5 mg K). In der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche-Variante wurde weniger Phosphor aufgenommen als in der Kontrolle. Im Vergleich zu den Sekundärrohstoffvarianten sind in den Blättern der Dolomit-Referenzvariante mehr Calcium und weniger Magnesium enthalten.

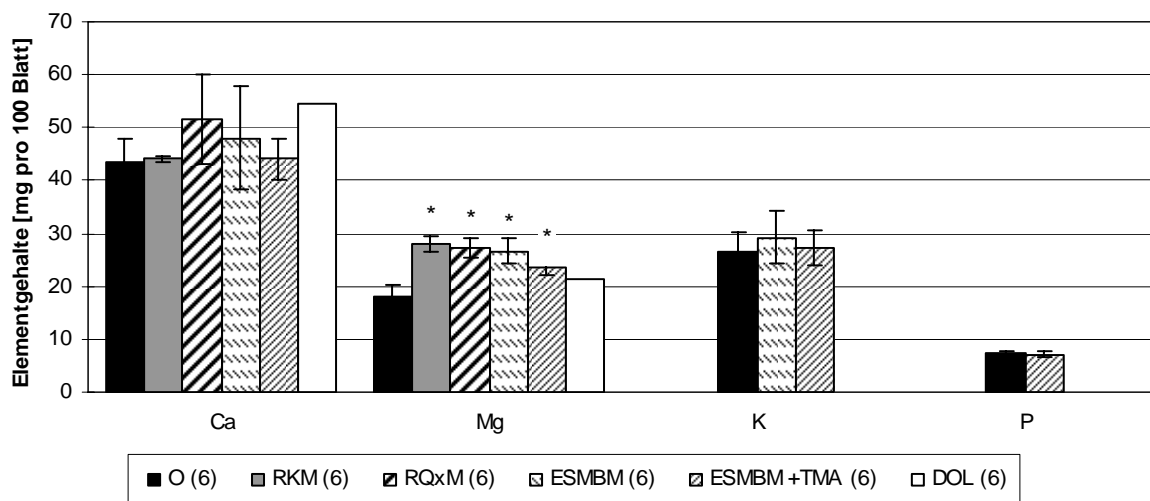


Abb. 1.49: Calcium-, Magnesium- Kalium- und Phosphorgehalte des Buchenlaubs im Lysimeterversuch. Angabe in mg pro 100-Blatt. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (t-Test).

Auswirkungen auf die Bodenvegetation

Im Freilandversuch wurden innerhalb kurzer Zeit nach der Ausbringung der Mischungen bei einem Großteil der Weißmoos-Polster (*Leucobryum glaucum*) in den Sekundärrohstoffparzellen ein flächiges Verfärben und Absterben beobachtet (Abbildung 1.50). Aber schon im darauf folgenden Winter deutete sich eine leichte Erholung an. In den Sekundärrohstoffvarianten wurden für jede Pflanzengruppe geringere mittlere Artenzahlen und eine geringere mittlere Deckung gefunden als in der Kontrolle (Abbildung 1.51 und Abbildung

1.52). In der Reaktorkorn mit Magnesit-Variante sind die Unterschiede zum Teil signifikant. Bei einer geringeren Artenzahl an höheren Pflanzen und Moosen erreicht die Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche-Variante eine größere mittlere Deckung als die Reaktorkorn plus Magnesit-Variante, in der die kleinste Zahl an Pilzarten gefunden wurde. In der Pilzgruppe dominieren in allen Flächen die Saprophyten (hauptsächlich Streuzersetzer). In der Enthärter Schlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche-Variante wurden mehr kal-

kungsgeförderte Moos- und Pilzarten gefunden als in der Reaktorkorn plus Magnesit-Variante und mehr Pilzarten als in der Kontrolle.

In beiden Varianten war die mittlere Deckung von *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele, nur Enthärterschlamm plus Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche-Variante), *Polytrichum for-*

mosum (Frauenhaarmoos), *Mycena galopus* (Weißmilchender Helmling) und *Mycena cinerella* (Aschgrauer Helmling) signifikant niedriger als in der Kontrolle. Bei diesen Pflanzen handelt es sich um säureliebende Arten, die durch Kalkung zurückgedrängt werden (MATTERN 1996, 2004).

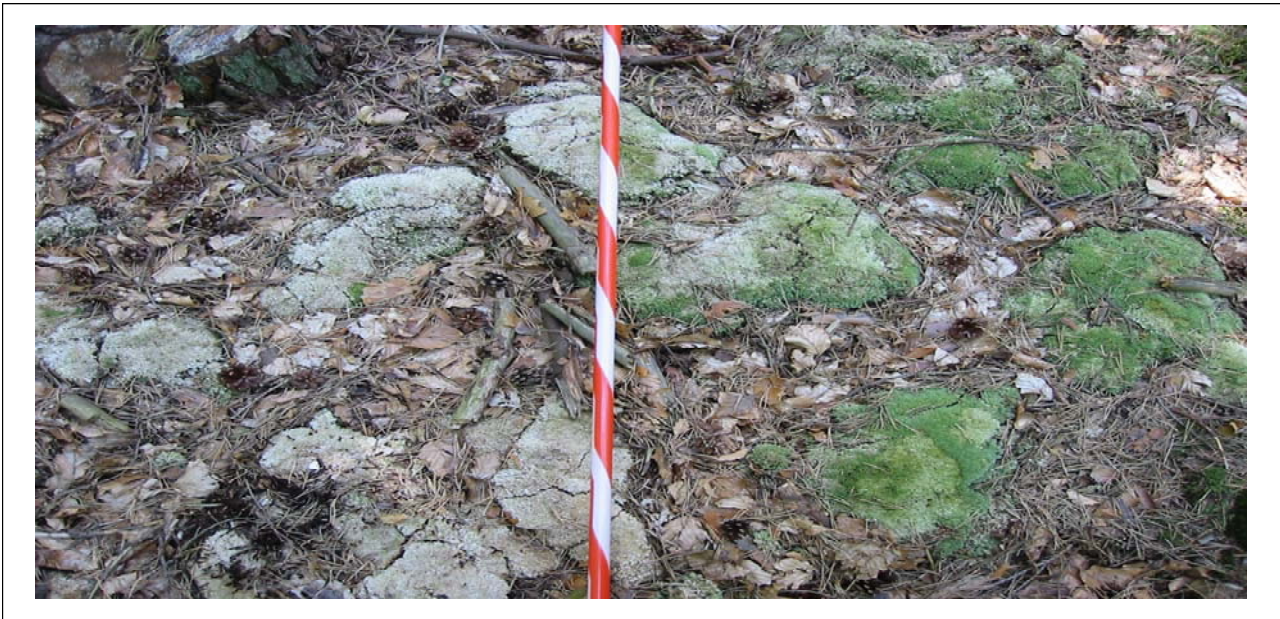


Abb. 1.50: Abgestorbene Weißmoospolster (*Leucobryum glaucum*) am Rande einer RKM-Parzelle (linke Bildseite) im August 2003.

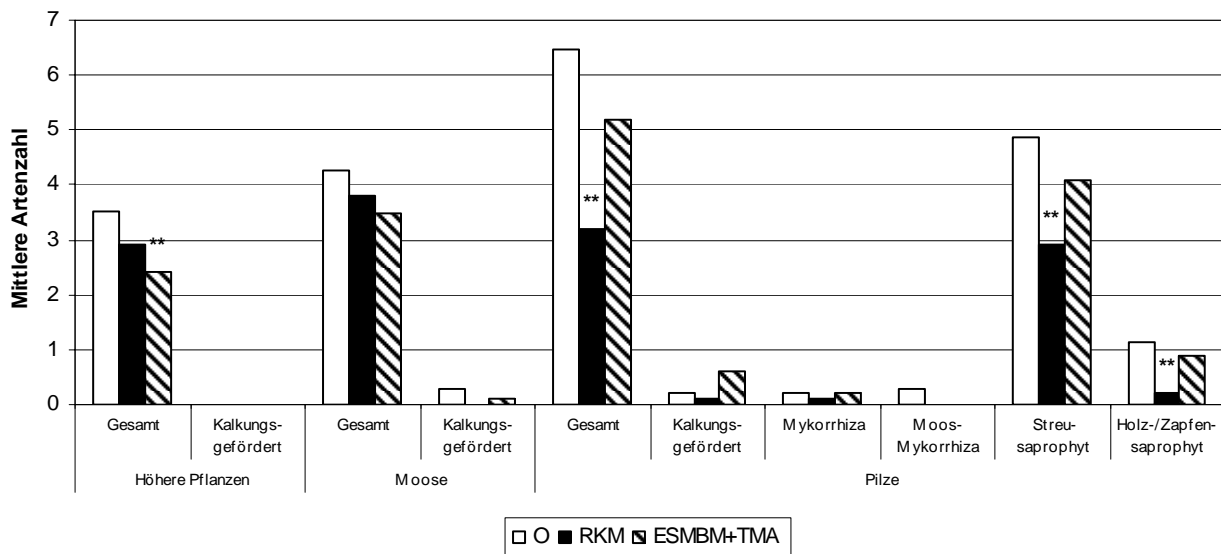


Abb. 1.51: Mittlere Artenzahl der höheren Pflanzen, Moose und Pilze im Freilandversuch. Darstellung von Gesamtzahl, kalkungsgeförderten Arten und unterschiedlichen Ernährungsgruppen der Pilze. Signifikanz mit * $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (verändert nach MATTERN 2004).

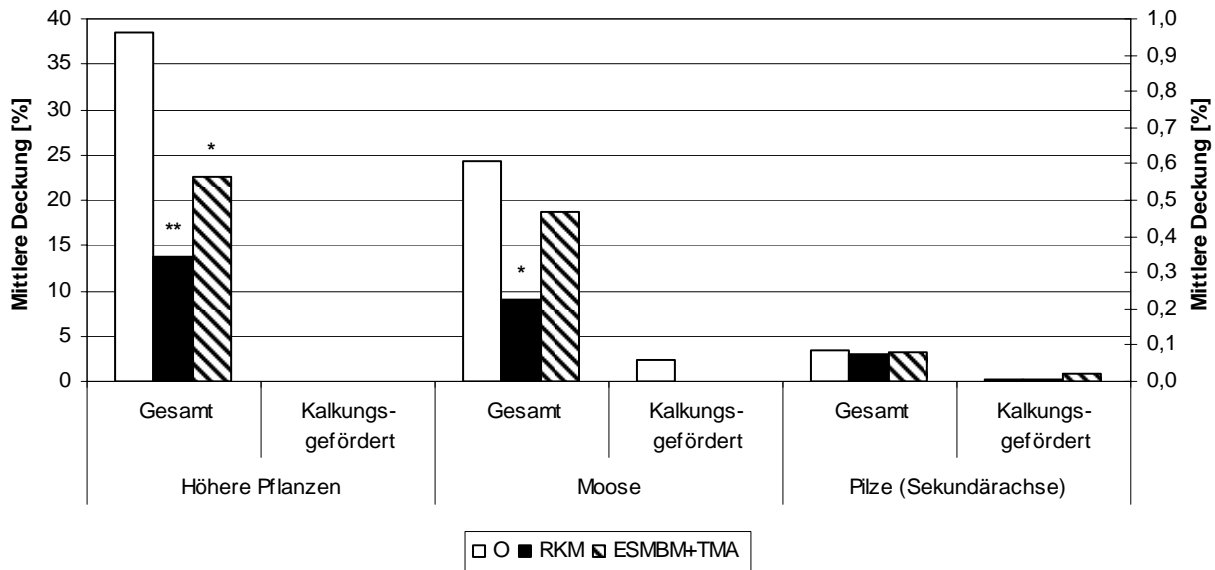


Abb. 1.52: Mittlere Deckung der höheren Pflanzen, Moose und Pilze in Prozent im Freilandversuch. Darstellung der Gesamtzahl und der Zahl kalkungsgeförderter Arten. Darstellung der Pilzgruppe auf der Sekundärachse. Signifikanz mit* $\alpha=0,05$ und ** $\alpha=0,01$ (verändert nach MATTERN 2004).

Außer dem bereits erwähnten Weißmoos wurden an weiteren säureliebenden/-toleranten Moosarten geringe bis mittlere Schädigungen festgestellt: *Dicranum scoparium* (Besen-Gabelzahnmoos), *Polytrichum formosum* (Frauenhaarmoos) sowie weitere nur vereinzelt in einer Variante vorkommende Arten (*Campylobus flexuosus*, *Orthodicranum montanum*, *Dicranum polysetum*, *Lebidozia reptans*, *Tetraphis pellucida*).

In beiden Sekundärrohstoffvarianten wurden signifikant weniger Lichtzeiger gefunden. Bei den R-, N- und F-Zeigern (R= Bodenreaktion oder Nährstoffverfügbarkeit, N= Stickstoff, F= Feuchte) wurden keine Unterschiede festgestellt.

1.3 Diskussion

1.3.1 Reaktion der Sekundärrohstoffe

Pufferwirkung

Alle sieben Sekundärrohstoffmischungen zeigen eine gute oberflächennahe Pufferwirkung. Im Perkolations- und Lysimeterversuch liegt der Boden-pH in der Kontrollvariante im Silikatpufferbereich (pH 5,0-6,2). Durch Aufgabe

der Sekundärrohstoffmischungen wird er leicht erhöht und erreicht sogar in den Enthärter-schlammvarianten unterhalb der Auflage den Karbonatpufferbereich (pH >6,2). Im Freilandversuch wird die Bodenreaktion nach Aufgabe von Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit aus dem Aluminium-Pufferbereich (pH 3,8-4,2) im Oberboden in den Karbonatpufferbereich und bis in 60 cm Tiefe in den Silikatpufferbereich erhöht. Der pH in der Variante mit Enthärter-schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche liegt in der Streu im Karbonatpufferbereich und sinkt im Mineralboden in den Aluminium-Eisen-Pufferbereich (pH 3,2-3,8) ab. Dies ist auf die mit Versauerung einhergehende Nitrifizierung zu erklären. In den Reaktorkornvarianten mit niedrigeren Reaktivitäten und Freisetzungsraten ist die Tiefenwirkung höher als in den Enthärter-schlammvarianten. Bei den Enthärter-schlammvarianten erfolgt eine stärkere Verlagerung an Basizität in den tieferen Mineralboden, die jedoch neben der höheren Freisetzungsraten an Calcium mit einem verstärkten Auftreten konservativer Anionen wie Sulfat, Nitrat und Fulvosäuren und einer leichten Versauerung im Unterboden verbunden ist. Nach HILDEBRAND (1991) ist dies

auch auf die Verdrängung gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) durch gelöstes instabiles Bikarbonat zurückzuführen. Die organischen Verbindungen werden in den B-Horizont verlagert, wo sie von Nitrifikanten als leicht verfügbare Energielieferanten genutzt werden und so dort versauernd wirken.

Die Bewertung des Säurestatus aufgrund der Alkalinitäten der Bodenlösung ergibt für die unbehandelten Kontrollböden der Versuchsfläche nach der im Level-II-Programm benutzten Einteilung (BML 2000) eine starke Versauerungsgefährdung und im Unterboden einen sauren Zustand. Durch die Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen erhöhen sich die Alkalinitäten, wobei der Anstieg in den Reaktorkornvarianten etwas schwächer ausfällt als in den Enthärter Schlammvarianten, in denen sich kein einheitliches Bild ergibt. Im Freilandversuch kann der Boden in den Sekundärrohstoffvarianten aufgrund der Alkalinitäten bis in den obersten Mineralboden als nicht mehr versauerungsgefährdet eingestuft werden. Der als sauer einzustufende Zustand der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit-Variante in 60 cm Tiefe könnte wiederum auf den initialen Versauerungsschub durch Verdrängung von Protonen und Kationsäuren zurückgeführt werden.

Die Berechnung des Aziditätsgrades der Bodenlösungen ergibt für die Sekundärrohstoffvarianten ebenfalls eine deutliche Verbesserung gegenüber der Kontrolle, die im Lysimeterversuch als sauer einzustufen ist. Während im Perkolationsversuch die Enthärter Schlammvarianten aufgrund höherer Calcium- und geringerer Aluminiumwerte die geringeren Anteile an Protonen und Kationsäuren an der Kationensumme besitzen, unterscheiden sich die Varianten mit Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit einerseits und mit Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche andererseits im Freiland über das gesamte Profil kaum voneinander. Im Freiland können die Sekundärrohstoffvarianten als gering bis nicht sauer eingestuft werden, gegenüber der Kontrolle wird der Aziditätsgrad in 60 cm Tiefe

halbiert. In Oberboden und Auflage ist die Wirkung noch stärker. Im Hinblick auf eine Gefährdung des Grundwassers müssen die Tiefensickerwässer noch als stark versauerungsgefährdet eingestuft werden (ALK 0-100 $\mu\text{mol IÄ}$, Bewertung nach BML 2000), was gegenüber der Kontrollvariante mit Alkalinitäten kleiner Null dennoch eine leichte Verbesserung darstellt.

Calciumfreisetzung

Bei allen Sekundärrohstoffmischungen erhöhen sich die Calciumgehalte in der Bodenlösung anfänglich gegenüber der Kontrollvariante und verlagern sich dann in den Mineralboden.

Die stärkere Freisetzung und Tiefenwirkung in den Enthärter Schlammvarianten aufgrund der höheren Reaktivität von Enthärter Schlamm und des höheren Anteils von Kalkmilch wurde bereits im Löslichkeitsversuch deutlich. Gleichzeitig bestätigen die Ergebnisse die Beobachtungen von HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER (1990), die für höhere Mahlfinheiten eine bessere Tiefenwirkung fanden. Trotz der höheren Calciumgehalte der Bodenlösung liegen die Calciumgehalte der Pflanzen in den Enthärter Schlammvarianten noch unter der Kontrolle, jedoch über den Reaktorkornvarianten. Die Calciumgehalte sind nach Vergleich mit den Angaben von VAN DEN BURG 1985 für Buchenjungpflanzen überall noch ausreichend. Der Einfluss der Verdünnung der Elementgehalte durch höhere Zuwächse ist bei Calcium besonders deutlich.

Der Abfall der Calciumkonzentrationen in der Bodenlösung der Reaktorkornvarianten deutet auf eine Immobilisierung und Speicherung im Mineralboden hin. Möglicherweise ist ein Teil des Calciums im Rahmen der von BUTZ-BRAUN (2003) nach Dolomitkalkungen beobachteten Stabilisierung von aufweitbaren Dreischicht-Tonmineralen immobilisiert worden. Die Immobilisierung ist auf den Austausch von Calcium gegen Protonen, Eisen und Aluminium zurückzuführen und erklärt gleichzeitig die niedrigeren Calciumgehalte der Buchen dieser Varianten. Die initialen engeren

Ca/Al- und M_b /Al-Verhältnisse bestätigen dies ebenso wie die langsam ansteigenden Aluminiumkonzentrationen im Mineralboden der Reaktorkornvarianten. In den Enthärerschlammvarianten scheint weniger Calcium an den Austauschern eingetauscht zu werden.

Magnesiumfreisetzung

In allen Varianten erhöhen sich die Magnesiumgehalte gegenüber der Kontrolle bis in den Mineralboden. Dadurch verbessert sich die Magnesiumversorgung der Pflanzen signifikant. Dies bestätigt die Befunde von BÜTTNER (1998), wonach die Magnesiumaufnahme der Pflanzen im Gegensatz zu Kalium eng mit dem Gehalt der Bodenlösung zusammenhängt. Die geringeren Magnesiumgehalte in den CaMgK- und CaMgKP-Varianten stehen wahrscheinlich mit dem von BUBERL et al. (1994) erwähnten K-Mg-Aufnahmeantagonismus in Zusammenhang. Tatsächlich weisen die Bimsmehlvarianten, die die höchsten Kaliumkonzentrationen der Bodenlösung besitzen, die niedrigsten Magnesiumgehalte auf.

Eine wichtige Rolle bei der hohen beobachteten Tiefenverlagerung spielt hier ähnlich wie beim Enthärerschlamm neben der Mahlfeinheit (80 % < 0,02 mm) der hohe Anteil oxidisch gebundenen Magnesiums im teilgebrannten Magnesit. Bei den Keimlingen wurde ein potentiell vorhandener Magnesiummangel behoben. Die zeitversetzte Freisetzung von Magnesium in den Enthärerschlammvarianten scheint durch einen Freisetzungsentagonismus zu Calcium verursacht zu werden.

Kaliumfreisetzung der CaMgK- und CaMgKP-Mischungen

In allen Kaliumvarianten wird Kalium freigesetzt. Zumindest anfänglich erhöhen sich die Kaliumgehalte der Bodenlösung, die Frachten werden vor allem in der Bimsmehlvariante in allen Tiefen erhöht. Die tendenziell höhere Kaliumfreisetzung der CaMgKP-Mischungen lassen sich durch zwei Prozesse erklären. Durch die Zugabe von Tiermehlasche erhöht sich zum einen der aufgebrauchte Kaliumgehalt. Der maßgebliche Prozess dürfte jedoch zum anderen die

höhere Freisetzung aus der Abpufferung von Protonen durch Bimsmehl oder Perlitstaub sein, die bei der Bildung von Phosphorsäure bei der Disproportionierung von leicht löslichem Mono-Calciumphosphat zu schwer löslichem OctaCalciumphosphat entstehen. Durch den höheren Kaliumgehalt des Bimsmehls (5,6 % K_2O TG) im Vergleich zum Perlit (3,5 % K_2O TG) wird von Bimsmehl bei gleichen Pufferraten mehr Kalium freigesetzt. Die höheren Kaliumgehalte der Bodenlösung verbessern in den Bimsmehlvarianten die Kaliumblattspiegelwerte, während die Perlitmischungen keinen positiven Einfluss auf die Pflanzen haben. Im Gegenteil werden die Kaliumgehalte der Keimlinge erniedrigt. Auch dies wird auf den K-Mg-Aufnahmeantagonismus zurückgeführt, da die Magnesiumgehalte der Bodenlösung höher liegen als in der Kontrollvariante.

Phosphorfreisetzung der CaMgKP-Mischungen

Die CaMgKP-Varianten zeigen nur eine geringe und oberflächennahe Wirkung auf die Phosphorgehalte der Bodenlösungen. Die von WEYER (1993) gemessene Adsorption von Phosphor in konditionierten P80-Saugkerzen kann dafür nicht verantwortlich sein, da sich dabei die Quantität ändert, während die qualitative Aussage erhalten bleibt. Die stark abfallenden Phosphornettkonzentrationen im Perkulationsversuch lassen auf eine Ausfällung des aufgegebenen Phosphors mit Calcium schließen. Dies bestätigen die Ergebnisse der CaMgKP-Mischungen im Löslichkeitsversuch. Dort wurden in den Mischungen weniger als 0,5 % des aufgebrauchten Phosphors gelöst, während in der reinen TMA-Variante bei gleicher Aufbringmenge 6 % freigesetzt wurden. Gleichzeitig sanken die Calciumgehalte der Mischungen mit TMA im Vergleich zu den entsprechenden Mischungen ohne TMA um 7-10 % ab. Dennoch sind die Phosphorfrachten der CaMgKP-Mischungen im Oberboden höher als in der Kontrolle. Da eine gute Korrelation der Phosphatgehalte zum DOC- und N_{org} -Gehalt nachgewiesen werden konnte, handelt es sich wohl um durch erhöhte mikrobielle Aktivität freige-

setzten organisch gebundenen Phosphor. Im Unterboden wird das Phosphat offensichtlich in schwerlöslichen Aluminium- und Eisenverbindungen festgelegt. Der leichte Anstieg der Phosphatkonzentrationen in den Reaktorkornvarianten resultiert ebenfalls aus der Mineralisierung durch erhöhte biologische Aktivität und/oder der Auflösung von Aluminium- und Eisenphosphaten durch die pH-Wert-Anhebung. Der Phosphorgehalt der Pflanzen zeigte keine signifikante Änderung. Es war jedoch kein Phosphormangel zu beobachten.

Aluminiumstresskennwerte

Bei der Aluminiumtoxizität ist für die Gefährdung von Pflanzen und Organismen laut ROST-SIEBERT (1983) und MARSCHNER (1989) nicht allein die reine Aluminiumkonzentration der Bodenlösung ausschlaggebend. Viel wichtiger und aussagekräftiger ist das molare Verhältnis von Calcium zu Aluminium (Ca/Al-Verhältnisse). Mit steigenden Basen- und Magnesiumgehalten verbessern sich die Voraussetzungen für eine tiefere Durchwurzelung selbst bei hohen Aluminiumkonzentrationen (ROST-SIEBERT 1983, MARSCHNER 1989, SCHNEIDER & ZECH 1989, HILDEBRAND 1996). SVERDRUP & WARFVINGE (1993) führten deshalb das molare Verhältnis der Kationbasen zu Aluminium (M_b/Al mit $M_b=Ca+Mg+K$) als umfassenderen Index ein und gaben für nordamerikanische und europäische Waldökosysteme ein ausreichendes M_b/Al -Verhältnis von $>1,0$ an.

Die in der Literatur angegebenen kritischen Ca/Al-Verhältnisse für Buchenkeimlinge ($<0,1$, ROST-SIEBERT 1983) und Feinwurzeln von Altbuchen ($<0,02$, EBBEN 1989) werden weder in der Kontrolle noch in den Sekundärrohstoffvarianten unterschritten. In der Kontrolle sind die Ca/Al- und M_b/Al -Verhältnisse jedoch in allen Versuchen durchgehend sehr niedrig und nach CRONAN & GRIGAL (1995) ist Aluminiumstress wahrscheinlich (Ca/Al bis auf Auflage-Horizont $0,1-1,0$). Die M_b/Al -Verhältnisse liegen nur in der Kontrolle knapp oberhalb des von SVERDRUP & WARFVINGE (1993) angegebenen Wertes. Während unter der Streu noch ein Verhältnis von $18,2$ gemessen werden

konnte, sanken die Werte bereits in 10 cm Tiefe unter $1,0$ ab. Die Ca/Al-Verhältnisse der Buchen im Lysimeterversuch erweitern sich gegenüber der Kontrolle. Der von CRONAN & GRIGAL (1995) gesetzte 50 %-Risikowert für Aluminiumstress bei Pflanzen wird um das $3,2$ - bis $4,4$ fache überschritten. In den Reaktorkornvarianten des Perkulationsversuchs verstärkt sich der Aluminiumstress im Bv-Horizont zu Beginn leicht und verbessert sich gegen Versuchsende. Dies ist besonders für Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit deutlich, das in dem Auflage-Ah-Horizont anfangs die höchsten M_b/Al -Verhältnisse besitzt. Wie bereits erwähnt, wird dies auf die Verdrängung von austauschbar gebundenem Aluminium gegen Calcium in die Bodenlösung zurückgeführt. Gleichzeitig steigen die Magnesiumgehalte der Bodenlösung an. Bei den Enthärter Schlammvarianten kann aufgrund der hohen Calcium- und Magnesiumgehalte bis in den Mineralboden bei gleichzeitig erniedrigter Aluminiumkonzentration der Bodenlösung Aluminiumstress ausgeschlossen werden. Im Freilandversuch wurden die Ca/Al- und M_b/Al -Verhältnisse nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen bis in 60 cm Tiefe z.T. sehr stark und signifikant aufgeweitet. Diese Beobachtungen zusammen mit den Ergebnissen der verbesserten Bodenreaktion und Basizität bis in den Unterboden sollten nicht zu der von MURACH & SCHÖNEMANN (1985) beobachteten Verstärkung oberflächennaher Durchwurzelung nach Kalkung führen, sondern vielmehr die Tiefendurchwurzelung und biologische Aktivität anregen.

Eine Gefährdung des Grundwassers mit überhöhten Aluminiumkonzentrationen ist nach den Ergebnissen des Freilandversuches nach Aufgabe beider Sekundärrohstoffmischungen nicht zu befürchten. Die Aluminiumfracht wird im Gegenteil vermindert. Dies lässt darauf schließen, dass das Aluminium wie auch Eisen und Mangan im weiteren Durchgang durch den Mineralboden unter den Sekundärrohstoffvarianten festgelegt wird.

Nitratfreisetzung

Die Nitratfreisetzung der Sekundärrohstoffmischungen in den Versuchen verhält sich nicht einheitlich. Insgesamt werden die Nitratfrachten durch die Aufgabe der Mischungen erhöht, wobei der Nitratverlust (Konzentration und Fracht) aus dem Mineralboden höher ist als unterhalb der Auflage. Der Verlauf der Nitratkonzentrationen verläuft analog zum pH-Wert. Dies deutet auf die Anregung der biologischen Aktivität aufgrund der verbesserten Lebensbedingungen für Bodenorganismen hin. Der oft in der Literatur beschriebene initiale Nitrifizierungsschub nach Aufgabe von Puffersubstanzen wurde nur im Perkolationsversuch bei den Enthärter Schlammvarianten beobachtet. Dies hängt wahrscheinlich mit der starken pH-Erhöhung parallel zur raschen Calciumfreisetzung zusammen. An die initiale Nitratverlagerung ist der Austrag von Aluminium, Eisen und Mangan gekoppelt, die von den bei der Nitrifizierung entstehenden Protonen von den Austauschern verdrängt werden

Eine Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat ist nach den Ergebnissen des Perkolations- und Freilandversuchs auszuschließen, da die Gehalte der Bodenlösungen der jeweils tiefsten untersuchten Stufe den Trinkwassergrenzwert nicht überschreiten. Im Freilandversuch fallen die Nitratkonzentrationen in den Sekundärrohstoffvarianten in 60 cm Mineralbodentiefe unter die Werte der Kontrollvariante ab, das gleiche gilt für Ammonium. In den Enthärter Schlammvarianten kann es unter Umständen kurz nach der Ausbringung zu einer Nitratspitze kommen, die mit der Bodenlösung bis in den Unterboden vordringen kann. Im Freiland wurde der im Versuchszeitraum durch nach Trockenheit und Hitze nach einem heftigen Niederschlagsereignis aufgetretene Nitrifikationschub in den Sekundärrohstoffvarianten gegenüber der Kontrolle sogar abgeschwächt. Der mobilisierte Stickstoff wird entweder in der mikrobiellen Biomasse oder in der Vegetation immobilisiert und die Stickstoffspeicherungsfähigkeit des Systems erhöht.

Während sich die C/N-Verhältnisse im Laub der Jungbuchen nicht ändern, kommt es im

Stammholz unter dem Einfluss der Sekundärrohstoffmischungen zu einer leichten Verengung. Dies gilt auch für die Wurzelbiomasse der Reaktorkornvarianten, während sich die C/N-Verhältnisse in den Enthärter Schlammvarianten dort etwas aufweiten.

Schwermetallmobilisierung

Die Mobilisierung von Schwermetallen im Boden kann als Funktion des pH-Wertes und der Anwesenheit organischer Komplexbildner verstanden werden (BRÜMMER et al. 1986). Vor allem Blei und Chrom akkumulieren in der Auflage durch Bindung an stationäre Komplexbildner. Über Schwermetallmobilisierungen bei sinkendem pH-Wert wurde von SCHULTZ (1987) für Cadmium, Kobalt und Zink berichtet.

Die relativ leicht bei zunehmender Versauerung mobilisierbaren Schwermetalle Cadmium, Nickel, Zink und Mangan sowie tendenziell auch Kupfer weisen mit steigendem pH der Bodenlösungen geringere Konzentrationen in der Bodenlösung auf. Die Immobilisierung ist für Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit selbst im Lysimeterversuch zu beobachten. Zwar erhöht sich die Mineralisierung und damit die Freisetzung von DOC nach Aufgabe der Sekundärrohstoffmischungen, der Anteil von Fulvosäuren am DOC nimmt jedoch mit steigendem pH-Wert ab (LfU 1997). Damit stehen für Cadmium, Mangan und Zink weniger Komplexbildner zu Verfügung, mit denen sie nach KÖNIG et al. (1986) nur wenig stabile metallorganische Komplexe bilden. Die Kobaltkonzentrationen der Versuche weisen ebenso wie Chrom weniger eine Korrelation mit dem pH-Wert als vielmehr mit Eisen auf. Dies wird durch die bevorzugte Bindung dieser Metalle an Sesquioxide verständlich (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1998). Während jedoch die Kobalt- und Chromgehalte der Enthärter Schlammvarianten im Bv-Horizont absinken, werden verstärkt höhere Eisenkonzentrationen gemessen. Dies wird auf den Austausch von Eisen und Aluminium aufgrund der höheren Protonenfracht in diesen Varianten zurückgeführt.

Der zunehmende Anteil von Huminsäuren am DOC mit pH-Erhöhung (BRÜMMER et al. 1986) erklärt auch die Mobilisierung von Blei und Eisen, die in einem positiven Zusammenhang zum Verlauf der DOC-Konzentrationen steht. Aluminium, Eisen und Blei bilden stabile Komplexe mit hochmolekularer organischer Substanz (KÖNIG et al. 1986) und die Löslichkeit der Huminsäuren erhöht sich mit dem pH-Wert der Bodenlösung (BRÜMMER et al. 1986). Während die metallorganischen Komplexe im Freiland in der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit-Variante im Mineralboden festgelegt werden, dringen sie in der Variante mit Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche bis in eine Tiefe von 60 cm vor.

Die Schwermetallmobilisierung unterscheidet sich in den Sekundärrohstoffvarianten nur unwesentlich. In den Enthärter Schlammvarianten ist tendenziell eine bessere Festlegung der pH-abhängigen Schwermetalle festzustellen, was aufgrund der leicht höheren pH-Werte nicht überrascht. Auch bei den durch Aufgabe der Mischungen mobilisierten Schwermetallen ist eine Gefährdung des Grundwassers oder eine Beeinträchtigung von Pflanzen oder Mikroorganismen nicht zu befürchten. So wird der Bleigrenzwert für Trinkwasser ($0,025 \text{ mg l}^{-1}$, TrinkwV 2003) sowie für Pflanzen ($0,015 \text{ mg l}^{-1}$, BML 2000) nur in der RQM-Variante und nur zu Beginn des Versuchs überschritten.

Einfluss auf das Keimverhalten

Die unterschiedlichen Ergebnisse von Keimschrank- und Außenanlageversuchen lassen eine Interpretation nicht zu. In der Außenanlage lagen die Auflaufzahlen unter denen des Keimschanks. Das Keimverhalten ist in den Varianten mit Sekundärrohstoffen, vor allem mit den Reaktorkornvarianten günstiger als in der unbehandelten Kontrollvariante. Die Keimlinge der Sekundärrohstoffvarianten sind trotz der ausreichenden Magnesiumgehalte jedoch weniger vital als die Pflanzen der Kontrolle, die mit Magnesium unterversorgt sind. Sowohl die Biomassen als auch die Wuchshöhen bleiben hinter der Kontrolle zurück und zeigen ein

gegenläufiges Bild zu den Auflaufzahlen. Die geringeren Wurzelbiomassen der Keimlinge und die höheren Leitfähigkeiten der Sickerwässer der Sekundärrohstoffvarianten weisen daraufhin, dass das Wurzelwachstum durch osmotische Effekte der stärker konzentrierten Bodenlösung beeinträchtigt ist. Dies widerspricht den Ergebnissen von KÜBNER & WICKEL (1998), in deren Versuchen nach Kalkung mehr und vitalere Buchensämlinge mit höheren Biomassen und Wuchslängen aufgelaufen sind. KÜBNER & WICKEL haben die Beobachtungen allerdings drei Jahre nach dem Auflaufen der Keimlinge gemacht. Die geringeren Keimzahlen der Sekundärrohstoffvarianten im Keimschrank und die ungünstigeren Pflanzenkennwerte passen demnach zu den Beobachtungen von HÖCKE (2004) und DIMITRI & BRESSEM (1988), die die besten Bedingungen für Naturverjüngungen oder Saatgutausbringungen 5-30 Jahre nach praxisüblichen Kompensationskalkungen ermittelten.

Pflanzenverträglichkeit

Bei den Buchen des Lysimeterversuchs wurden mit Ausnahme von Zink selbst in der Kontrolle keine Nährstoffmängel oder Aluminiumstress festgestellt. Die Blattspiegelwerte liegen für Calcium, Magnesium, Kalium, Schwefel, Eisen, Kupfer und Stickstoff in den von VAN DEN BURG (1985) für Jungpflanzen angegebenen ausreichenden Bereichen. Die Zink-Blattspiegelwerte liegen in allen Sekundärrohstoffvarianten unterhalb der ausreichenden Gehalte (untere Grenze 52 mg Zn kg^{-1} Biomasse). Die Kalium- und Phosphorgehalte sind überall im unteren Bereich, aber noch ausreichend. In allen Varianten wurde die Magnesiumversorgung verbessert. Die im Vergleich zu den Enthärter Schlammvarianten fast durchgängig höheren Vitalitätskennwerte der Reaktorkornvarianten könnten auch mit einer besseren Nährstoffversorgung der Pflanzen durch Mykorrhizierung zusammenhängen, die in diesen Varianten an den Wurzeln der Buchen aus den Lysimetern gegenüber den Enthärter Schlammvarianten und der Kontrolle verstärkt gefunden wurde.

Die Zugabe der Sekundärrohstoffmischungen führte anders als bei den Keimlingen zu einer zum Teil signifikanten Erhöhung des Längenzuwachses und der Vitalitätskenngrößen Biomasse, 100-Blattgewicht und Blattflächenindex. Der geringe Längenzuwachs in der ersten Vegetationsperiode dürfte mit dem starken Befall durch *Phyllaphis fagi* und den Störeinflüssen zusammenhängen. Durch die höhere Biomasseleistung kam es zu einer Verdünnung der Nährstoffgehalte. Wird diese über das 100-Blattgewicht herausgerechnet, zeichnet sich eine bessere Nährstoffversorgung der Pflanzen im Hinblick auf Calcium, Magnesium und Kalium durch Aufgabe der entsprechenden Mischungen ab, dies gilt nicht für Phosphat.

Bodenvegetation

Unterschiede in der Bodenvegetation der Sekundärrohstoffparzellen zur Kontrollfläche werden nicht allein als Reaktion auf die Änderung des Bodenmilieus interpretiert. Gerade die niedrigere Deckung der mehrjährigen und damit langsamer auf äußere Einflüsse reagierenden höheren Pflanzen und Moose ist auch auf eine höhere Beschattung in den Kalkparzellen zurückzuführen (MATTERN 2004). Dafür sprechen die deutlich niedrigeren L-Zeigerwerte und die niedrigere mittlere Deckung der Moose, bei deren Ermittlung nicht zwischen vitalen und geschädigten bzw. abgestorbenen Individuen und Polstern unterschieden wurde. Hinzu kommen mögliche mechanische Schäden durch Trittschäden und Kontaktschäden mit dem Material bei der Ausbringung der Mischungen. Dies führt vor allem bei den Pilzen zu einer Störung der Fruchtkörperbildung (MATTERN, mündlich). Zusätzlich waren die Wuchsbedingungen in dem trocken heißen Sommer des Jahres 2003 für Pflanzen und besonders Pilze nicht optimal, Trockenstress und osmotischer Stress durch die Aufkonzentration der Bodenlösungen sind wahrscheinlich. Nach Expertenmeinung wäre bei einer günstigeren Wetterlage mit einer stärkeren Ansiedlung kalkgeförderter Arten zu rechnen gewesen (MATTERN, mündlich). Unter den gegebenen äußeren Versuchsbedingungen konnte in der Variante mit Ent-

härter Schlamm mit Magnesit plus Bimsmehl plus Tiermehlasche jedoch nur ein Jungwuchs des kurzfristigen Kalkfolgers *Brachythecium rutabulum* nachgewiesen werden. Unterhalb der Streu wurden vor allem in der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante pH-Werte zwischen 8 und 9 und Leitfähigkeiten bis 1400 $\mu\text{S cm}^{-2}$ gemessen. Die Aufkonzentration zusammen mit den ungünstigen Wuchsbedingungen wird als Grund angesehen, dass in der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante die Pilzflora (besonders die Saprophyten) beeinträchtigt ist. Auch ohne die chemische Analyse der Bodenlösungen zeigen die signifikant geringeren mittleren Deckungen der Säurezeiger sowie das teilweise oder vollständige Absterben säureliebender Moose in beiden Varianten eine Änderung des sauren Milieus. Längerfristig wird die Bodenvegetation ein weniger säureliebendes Artenspektrum erreichen (MATTERN 1996, 2004). Die Voraussetzungen für eine tiefere Durchwurzelung sind zumindest in der Variante mit Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit gegeben.

1.3.2 Eignung der Sekundärrohstoffe Reaktorkorn (Kalkkeim)

Das verwendete Reaktorkorn (Kalkkeim) aus der Brauchwasseraufbereitung der BASF zeichnet sich durch seine tiefreichende ökosystem- und pflanzenverträgliche Wirkung aus. Die Gewinnung und Verarbeitung ist unproblematisch, da durch die Kugelform und den schalenförmigen Aufbau eine weitere Aufbereitung zur besseren Händlichkeit oder Erhöhung der Reaktivität unnötig wird. Auch die hier untersuchte Mischung mit Magnesitstaub erfüllt die Anforderungen.

Der schalenförmig abgelagerte Kalk des Reaktorkorn (Kalkkeim) gewährleistet zudem eine gleichmäßige und relativ korngößenunabhängige Freisetzung von Calcium und Pufferkapazität. Die kontinuierliche Freisetzung verringert gleichzeitig Initialeffekte und Überschussreaktionen, so dass auch in stärker stickstoffbelasteten Systemen ein Einsatz möglich scheint.

Reaktorkorn Quarzkeim

Im Gegensatz zu Reaktorkorn (Kalkkeim) setzt Reaktorkorn (Quarzkeim) aus dem Wasserwerk Eich durch die amorphe Kristallstruktur Calcium nur langsam frei. Durch den hohen Anteil großer Korngrößen (61 Gewichts-% der Fraktion liegen zwischen 1000-2000 µm) besitzt es eher eine Depotfunktion. Einen leichten Anstieg der Calciumfreisetzung und des Puffervermögens sowie die Erhöhung der Reaktivität kann durch Brechen des Reaktorkorns (Quarzkeim, gebrochen) erreicht werden. Weder bei Reaktorkorn (Quarzkeim) noch bei Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) ist bei oberflächlicher Aufbringung mit Überschussnitrifikation oder anderen Initialeffekten zu rechnen. Durch die langsame Calciumfreisetzung konnten im Lysimeterversuch die aufgrund der Störeinflüsse freigesetzten Säuren nicht sofort abgepuffert werden, die dort gemessenen Parameter schwanken um die Werte der Kontrolle. Im Gegensatz zum Enthärter Schlamm wurden die Effekte in der Variante mit Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit nicht zusätzlich verstärkt.

Enthärter Schlamm

Durch den Kalkmilchanteil im Enthärter Schlamm erhöht sich die Calciumaktivität im Boden. Gleichzeitig kommt es durch die plötzliche drastische pH-Anhebung zu unerwünschten initialen Nitrifikationsschüben mit Versauerung und Verlust von basischen Kationen aus dem Wurzelraum. Die oberflächennahe Pufferwirkung löst eine Versauerung im Unterboden aus. Calcium wird nur in geringem Maße an den Austauschern gebunden.

Enthärter Schlamm ist schwer händelbar. Um den abgesetzten Schlamm aus den Bunkern der Wasserwerke herauspumpen zu können, muss oft Wasser zum Aufschlännen zugegeben werden. Dadurch erhöht sich der ohnehin hohe Wassergehalt. Die Verarbeitung muss dann rasch erfolgen, da bei einem Trockenfallen die oxidischen Kalkanteile abbinden.

Zur Bindung des Wassers müssen saugfähige Materialien zugesetzt werden. In einer Suspen-

sion tendieren die feinen Kalkteilchen zum festen Zusammenbacken.

Magnesitstaub

Magnesitstaub hat sich in den Versuchen als Magnesiumquelle bewährt. In allen Mischungen wurde der Magnesiumgehalt der Bodenlösung bis in den Unterboden erhöht und die Magnesiumversorgung der Jungpflanzen und Keimlinge verbessert. Die zu einem Teil vorliegenden oxidischen Bindungen haben keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem. Die Initialeffekte hängen von den Bindungsformen der gewählten Calciumquelle ab. Der Anteil nichtkarbonatischer Bindung und die feinen Korngrößen erhöhen die Tiefenwirkung und Freisetzungsraten gegenüber dem Referenz-Dolomit. Wegen der hohen Mahlfeinheit muss Magnesitstaub bei der Ausbringung auch in Verbindung mit Reaktorkorn oder anderen Substanzen angefeuchtet werden.

Bimsmehl

Durch die Zugabe von Bimsmehl konnte die Kaliumversorgung der Pflanzen wie erwartet verbessert werden. Dies ist vor allem wichtig, wenn die Bimsmehl ausbringung in Beständen mit bestehendem Kaliummangel erfolgt. Der höhere Kaliumgehalt im Bimsmehl im Vergleich zu Perlit ermöglicht höhere Freisetzungsraten bei der Verwitterung. Die geringfügig niedrigere Wasserspeicherkapazität fällt bei einer Verwendung als Kaliumlieferant nicht ins Gewicht.

Durch die silikatische Bindung der basischen Kationen wirkt Bimsmehl als langfristige Kaliumquelle, die hohe Mahlfeinheit lässt dennoch eine ausreichende Kaliumfreisetzung zu und ersetzt das durch Auswaschung dem System entzogene Kalium. Die gute Kaliumfreisetzung in den Versuchen resultiert zu einem großen Teil aus der Abpufferung der Kalkmilch bzw. der bei der Calciumphosphatreaktion gebildeten Protonen.

Perlitstaub

Bei Perlitstaub erhöht sich die Kaliumkonzentration in der Bodenlösung. Dies hatte jedoch keine Erhöhung der Blattspiegelwerte zur Folge. Bedenklich für eine Anwendung als Düngemittel ist eine mögliche Gesundheitsgefährdung, da sich der Perlitstaub in der Lunge festsetzen kann. Im Gegensatz zu den übrigen Varianten bedeckten die Perlitmischungen die ganze Oberfläche der Bodenproben. Im Perkolations- und Wachstumsversuch wurde ein Bewuchs mit Schleimpilzen und Bakterien beobachtet. Die gute Wasserspeicherfähigkeit macht es zu einem hervorragenden Bindemittel für Enthärter Schlamm oder andere Substanzen mit hohem Wassergehalt.

Tiermehlasche

Die hygienisch unbedenkliche Tiermehlasche verbesserte in den Versuchen die Phosphorversorgung der Pflanzen nicht. Auch wurde biologische Aktivität nicht über das Niveau der reinen „Dolomit“-Gaben angeregt. So liegen die Kennwerte DOC und N_{org} unter den entsprechenden Mischungen ohne Tiermehlasche. Um eine bessere Löslichkeit des Phosphors zu erzielen, wäre laut KLEY et al. (2003) eine thermochemische Aufbereitung nötig. Die von diesen Autoren vorgeschlagene Sinterung mit Magnesiumsulfat erhöht allerdings den Schwefelinput. Selbst die geringe Einbringmenge in den Versuchen führte bereits zu einer signifikanten Erhöhung der Sulfatkonzentration gegenüber der Kontrolle, die bis in den Unterboden reichte.

1.3.3 Eignung von Sekundärrohstoffmischungen

Reaktorkornmischungen

Insgesamt erfüllen die Reaktorkornmischungen die Forderung von BLOCK et al. (1997) nach Ökosystemverträglichkeit und Humuspfleghkeit besser als die Enthärter schlamm-mischungen. Trotz geringerer Calciumgehalte der Bodenlösung sind die Gesamtfrachten gegenüber der Kontrolle erhöht. Im Freiland wurden selbst in 60 cm Tiefe noch höhere Calciumnet-

tokonzentrationen gemessen. Durch die moderate Verbesserung der Bodenreaktion und des Bodenchemismus wurden Initialeffekte wie Überschussmineralisation mit nachfolgenden Versauerungsschüben und verstärkter Auswaschung basischer Substanzen verhindert und die Lebensbedingungen für Pflanzen und Organismen verbessert. Stickstoff wird zunehmend in die mikrobielle Biomasse eingebaut und so immobilisiert. Die einzelnen Reaktorkornvarianten zeigen generell ein sehr ähnliches Verhalten im Perkolationsversuch, welches sich teilweise nur geringfügig vom Referenzdolomit unterscheidet. So ist zum Beispiel die Aluminiumfreisetzung im Bv-Horizont des Perkolationsversuchs kaum von der Kontrolle verschieden und die Stickstoffausträge gehen nach etwa der Hälfte des Versuchs unter die Kontrolle zurück. Allerdings ist die Calcium- und Magnesiumfreisetzung der DOL-Variante und entsprechend die Pflanzenaufnahme bei ähnlichen Ergebnissen bezüglich der Pflanzenkennwerten geringer als in den Reaktorkornvarianten.

Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit

Die Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit-Variante erfüllt die Zielsetzungen des Bodenschutzes mit Puffersubstanzen im Hinblick auf die Pufferkapazität, die Anhebung der Basenverfügbarkeit im Boden, Schwermetallimmobilisierung und Verbesserung der Magnesiumernährung. Eine Pufferwirkung konnte im Lysimeterversuch und auch im Freilandversuch in 60 cm Tiefe durch die Anhebung der Alkalinität beobachtet werden. Neben der verringerten Weitergabe von Säure sind die Sickerwässer mit weniger Kationsäuren und Schwermetallen belastet als die beiden anderen Reaktorkornvarianten. Selbst der Stickstoffverlust aus dem System wird reduziert. Die Pflanzen- und Ökosystemverträglichkeit ist gegeben. Trotz gleicher Calcium- und Magnesiumausbringmengen der Sekundärrohstoffmischungen reagieren die Buchen der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante am stärksten auf die Zugabe der Nährelemente. In der Außenanlage wurden im Keimversuch die höchsten Auflaufzah-

len erreicht. Längenzuwachs, Biomasse und Blattflächenindex sind von allen Varianten des Lysimeterversuchs am höchsten und signifikant höher als in der Kontrolle. Dadurch kommt es in den Blättern allerdings zu einer Nährstoffverdünnung. Einen Einfluß haben auch die geringen Calciumgehalte der Bodenlösung als Folge des Austauschs an den Austauscheroberflächen im Boden. Der Magnesium-Blattspiegelwert ist gegenüber allen Sekundärrohstoff-Varianten am höchsten (signifikant). In 100 Blättern ist signifikant mehr Magnesium enthalten als in der Kontrolle

Reaktorkorn (Quarzkeim) mit Magnesit, Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit

Die Wirkungen von Reaktorkorn (Quarzkeim) mit Magnesit- und Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit-Varianten auf Pufferung, Alkalinität und Calciumfreisetzung sind nicht so kräftig wie in der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante. Die Tiefenwirkung ist ähnlich gut. Trotz der geringeren Pufferung und Calciumfreisetzung wird die Alkalinität in der Reaktorkorn (Quarzkeim) mit Magnesit-Variante gegenüber der gebrochenen Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit -Variante stärker erhöht. Bei beiden Varianten kommt es wie bei der Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit -Variante zu einer Calciumimmobilisierung im Austausch gegen Aluminium. Initialeffekte oder Nitrifizierungsschübe werden nicht beobachtet, der Stickstoffaustrag ist jedoch höher als bei Reaktorkorn (Kalkkeim) mit Magnesit. Die Erhöhung der Vitalitätskenngrößen der Buchen ist für die Variante mit Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit nicht signifikant, da die Werte innerhalb der Variante stark schwanken. Die Calcium- und Magnesium-Versorgung der Buchen bessert sich, Calcium wird durch den stärkeren Biomassezuwachs verdünnt. Die Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen) mit Magnesit₍₆₎-Variante reagiert ähnlich wie der Referenzdolomit. In der Dolomit-Variante werden aber niedrigere Magnesium- und höhere Calciumgehalte gemessen (höher

als bei der Kontrolle). Zuwachs und 100-Blatt-Gewicht sind ebenfalls niedriger. Bei den Auflaufzahlen und Pflanzenkennwerten im Keimversuch erreicht die Reaktorkorn (Quarzkeim) mit Magnesit -Variante höhere Werte als die RQxM-Variante.

Enthärterschlammisierungen

Die Enthärterschlammvarianten zeichnen sich durch eine hohe Calciumfreisetzung und -verlagerung aus. Im Perkulationsversuch geht die initiale pH-Erhöhung im Auflage-Ah-Horizont in den Enthärterschlammvarianten um bis zu zwei (Bimsmehlischung) bzw. fünf Einheiten (Perlitmischung) mit hohen Calcium- und Nitratkonzentrationen einher. Die über die Nitrifizierung freigesetzten Protonen werden im Mineralboden gegen Aluminium eingetauscht, welches in Begleitung von DOC (bei den vorliegenden pH-Werten hauptsächlich Fulvosäuren) weiterverlagert wird. Das rasche Abfallen des pH-Wertes deutet darauf hin, dass kurz nach der Ausbringung der Mischungen das freie reaktive CaO der enthaltenen Kalkmilch aufgebraucht ist. Die fehlenden Initialeffekte im Freiland lassen sich dadurch erklären, dass die Kalkmilch in der Woche zwischen Mischung und Ausbringung abgelöscht wurde. Diese Vermutung wird durch das ansatzweise Verbacken der Mischung in den Behältnissen untermauert.

Durch die hohe und tiefreichende Anhebung der Calciumkonzentration verbessern sich die Aluminiumstress- und Säurebelastungskennwerte in den Enthärterschlammvarianten bis in den Unterboden. Im Lysimeterversuch verstärkt die drastische Anhebung der Bodenreaktion in der Auflage den Humusabbau und die Protonenfreisetzung durch Nitratbildung. Die Folge ist ein Absinken der pH-Werte unter die Kontrolle, es kommt im Rahmen der Nitratverlagerung zu hohen Austrägen von basischen Kationen, Aluminium und Schwermetallen. Die Aluminiumstresswerte verschlechtern sich. Entsprechend liegen die Vitalitätsparameter zwar leicht über der Kontrolle, sie bleiben aber hinter den Reaktorkornvarianten zurück. Die hohen Calcium- und Aluminiumgehalte der

Bodenlösung behindern die Aufnahme von Magnesium in die Pflanze (MARSCHNER 1989, KAUPENJOHANN 1989). Sowohl in den Jungbuchen wie auch in den Keimlingen werden in den Enthärterschlammvarianten geringere Magnesiumgehalte gemessen als in den Reaktorkornvarianten.

Die Auflaufzahlen und Pflanzenkennwerte verhalten sich in den Varianten des Keim- und Wachstumsversuchs nicht einheitlich. Während die Auflaufzahlen im Keimschrank und in der Außenanlage zum Teil deutlich unter den Reaktorkornvarianten liegen, werden höhere Biomassen und Wuchshöhen gemessen. Diese widersprüchlichen Ergebnisse zwischen Keimzahl und Pflanzenkennwerten ist auch bei den Reaktorkornvarianten zu beobachten. Da der Wachstumsversuch während des heißen Sommers 2003 durchgeführt wurde, könnte die etwas bessere Vitalität bei geringerer Pflanzenzahl auf die geringere Konkurrenz um Wasser zurückzuführen sein.

Kaliumbeimischung (Enthärterschlamm mit Magnesit und Bimsmehl, Enthärterschlamm mit Magnesit und Perlitstaub, Enthärterschlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche, Enthärterschlamm mit Magnesit und Perlitstaub plus Tiermehlasche)

In allen Versuchen führt die Beimischung von Kalium in Form von Bimsmehl oder Perlitstaub zu einer Erhöhung der Kaliumkonzentrationen der Bodenlösung. Die höheren Kaliumraten der Tiermehlasche-Varianten lassen sich durch die Abpufferung der bei der Reaktion zu Calciumphosphat freiwerdenden Protonen durch die Gesteinsmehle sowie dem zusätzlichen Kaliuminput mit Tiermehlasche erklärt. In den Tiermehlasche -Varianten werden jedoch geringere Kaliumblattspiegelwerte gemessen als in den Mischungen ohne Tiermehlasche. Dies könnte auf den von BÜTTNER (1998) gefundenen Mg-K-Aufnahmeantagonismus auf Kalk zurückzuführen sein, da in diesen Mischungen die Magnesiumkonzentrationen höher sind. Entgegen den Beobachtungen von KAUPENJOHANN (1989), der nur einen losen Zusammen-

hang zwischen den Kaliumgehalten der Bodenlösung und den Pflanzen fand, erhöhten sich die Kaliumblattspiegelwerte der Bimsmehlvarianten Enthärterschlamm mit Magnesit und Bimsmehl und Enthärterschlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche gegenüber der Kontrolle.

Gleichzeitig scheint Bimsmehl eine abschwächende Wirkung auf die Reaktivität des Enthärterschlammes zu haben, wie die schwächere pH-Erhöhung und Calciumfreisetzung gegenüber den Perlitvarianten impliziert. Als Folge sind die Humusdegradation und Nitratverlagerung geringer.

Phosphorbeimischung (Enthärterschlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche, Enthärterschlamm mit Magnesit und Perlitstaub plus Tiermehlasche)

Die Beimischung der Tiermehlasche führte zwar zu einer leichten Erhöhung des Phosphorgehaltes der Bodenlösung, hatte aber keine Erhöhung der Blattspiegelwerte der Jungpflanzen zur Folge, da Phosphor durch die Bildung schwerlöslicher Ca-Phosphate immobilisiert wird. Des Weiteren liegt das Phosphat in der Tiermehlasche überwiegend als schwerlösliches Hydroxylapatit vor, weshalb KLEY et al. (2003) zur Mobilisierung eine thermochemische Aufbereitung empfehlen.

Die negativen Wirkungen in der Bodenlösung sind bei der Enthärterschlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche-Variante nicht so stark wie bei der Enthärterschlamm mit Magnesit und Bimsmehl-Variante, da ein Teil des reaktiven Calciums als Calciumphosphat ausfällt.

Der mit der Tiermehlasche aufgebrauchte Schwefel (etwa 10 kg ha^{-1}) wird nicht in der Auflage gespeichert, sondern mineralisiert und in den Mineralboden verlagert, wie die höheren Sulfatgehalte der Tiermehlasche-Varianten gegenüber den Enthärterschlamm-mischungen ohne Tiermehlasche bzw. den Reaktorkornmischungen und der Kontrolle zeigen. Der in dieser Arbeit als Richtwert eingesetzte Trinkwassergrenzwert von $240 \text{ mg Sulfat l}^{-1}$ wird jedoch bei weitem noch nicht erreicht.

Zumindest ein Teil des freigesetzten Phosphats scheint bodenbürtig zu sein, da auch in den nicht phosphorhaltigen Sekundärrohstoffmischungen zum Teil höhere Netto-Phosphatgehalte gemessen wurden. Diese müssen daher aus der Destabilisierung schwerlöslicher Aluminium- oder Eisenphosphate infolge der pH-Anhebung oder der Mineralisierung organisch gebundenen Phosphors resultieren. Es zeigt sich auch eine gute Korrelation zwischen Phosphatkonzentrationen und DOC-Gehalt. Die leicht erhöhten Phosphatgehalte der Keimlinge der Variante mit Enthärter Schlamm mit Magnesit und Perlitstaub plus Tiermehlasche - stützen die Beobachtung. In der Bodenlösung dieser Variante wurden sowohl höhere Phosphor- und DOC-Gehalte gemessen als in der Variante mit Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl plus Tiermehlasche.

1.4 Schlussfolgerungen und Konsequenzen für den Einsatz von Sekundärrohstoff(mischung)en als Puffersubstanzen im Wald

Die Sekundärrohstoffe Reaktorkorn, Enthärter Schlamm und Magnesit besitzen hohe Pufferkapazitäten und Pufferraten. Der kohlkopffartige Aufbau des Reaktorkorns mit Kalkkeim hat eine höhere Reaktionsfreude als Reaktorkorn mit Quarzkeim und seinem geschlossenen Aufbau. Die Reaktivität von Reaktorkorn mit Quarzkeim kann durch Brechen des Kornes gesteigert werden. Reaktorkorn (Kalkkeim), Reaktorkorn (Quarzkeim), Reaktorkorn (Quarzkeim, gebrochen), Bimsmehl und Perlit haben keine negativen Auswirkungen. Da in der Forstwirtschaft im Gegensatz zur Landwirtschaft keine Einarbeitung der Puffersubstanzen erfolgt, sprechen die Neigung von Pfannenschlacke zu flächiger Vermörtelung und der unangenehme Geruch der Mutterlauge gegen den Einsatz im Wald. Magniphos und totgebrannter Magnesit scheiden wegen ihrer hohen Schwermetallgehalte auch als Mischungsbestandteile aus. Bei Tiermehlasche fällt das mit dem Sulfataustrag einhergehende Leaching

basischer Kationen und mobilisierter/ eingetragener Schwermetalle negativ auf.

Als Mischungspartner für die Enthärterkalk Reaktorkorn (Kalkkeim), Reaktorkorn (Quarzkeim) und Enthärter Schlamm eignen sich teilgebranntes Feinmaterial aus der Magnesitaufbereitung mit niedrigen Schwermetallgehalten, außerdem Bimsmehl und Perlitstaub. Diese beiden dienen insbesondere als Kalium-Quelle und Wasserbindemittel für den Enthärter Schlamm. Nach der Aufbringung der Mischungen aus den genannten Sekundärrohstoffen verbessert sich der pH-Wert in der Streuauflage und zum Teil auch im Mineralboden. Es erhöht sich die Basensättigung im gesamten Profil und entsprechend verbessert sich die Basizität der Bodenlösung, die mit der Elementkonzentration an den Austauschern in Verbindung steht. Es verbessert sich insbesondere die Magnesiumbelegung auch im tieferen Mineralboden durch die Magnesitausbringung. Der Einsatz von Mischungen aus Sekundärrohstoffen hat zusätzlich den Vorteil, dass die Zusammensetzung dem spezifischen Bedarf an den jeweiligen Standorten angepasst werden kann. Das heißt, je nach Zielsetzung oder festgestellten Mangelsituationen in Boden oder Bestand können zum Beispiel der Magnesiumgehalt erhöht oder fehlende Nährstoffe, wie Kalium im Bimsmehl oder in Perlitstaub zugegeben werden.

Damit ergibt sich nach Aufbringung der Sekundärrohstoffe mit der Basis von Reaktorkorn oder Enthärter Schlamm nicht nur eine gute oberflächennahe Säurepufferung, sondern auch ein Rückgang des Säuretransports im Boden und eine geringere Gefährdung des Grund- und oberflächennahen Bodenwassers, was durch die zurückgehenden Stresskennwerte im Sickerwasser belegt werden kann.

In der Streuauflage wird die biologische Aktivität angeregt. Im Hinblick auf die Nitratfreisetzung ergeben sich selbst bei den sehr reaktiven Substanzen keine Bedenken. Es zeigt sich allenfalls eine sehr moderate, aber tolerierbare und zeitlich eng begrenzte Erhöhung des Nitrataustrages. Schwermetalle werden in den von den Sekundärrohstoffen beeinflussten Boden-

bereichen fixiert. Die Vitalitätskennwerte der Pflanzen verbessern sich ebenso wie der Ernährungszustand im Hinblick auf Magnesium und bei Bimsmehl im Hinblick auf Kalium.

Calcium und zum Teil Magnesium und Kalium in den Sickerwässern der Varianten mit Reaktorkorn (Kalkkeim), Reaktorkorn (Quarzkeim) und Enthärter Schlamm mit totgebranntem Magnesit und Bimsmehl oder Perlitstaub gegenüber der Kontrolle werden im Boden austauschbar gespeichert. In den Magniphos und Tiermehlasche-Varianten fällt der ausgebrachte Phosphor zum größten Teil in Form von Aluminium- und Eisenphosphaten aus und wird immobilisiert.

Durch die deutlich unterscheidbaren Wirkungen der Sekundärrohstoffmischungen war die Aufteilung der Varianten in die Reaktorkorn- und Enthärter Schlammgruppe sinnvoll. Die Unterschiede lassen sich gut über die Eigenschaften und die Lösungskinetik der jeweiligen Calciumquellen erklären. Die Kalium- und Phosphorbeimischungen in den Enthärter Schlammvarianten spielen nur bei den Konzentrationen der entsprechenden Elemente eine Rolle. Ein wichtiger Faktor bei der starken Erhöhung des pH-Wertes sowie der Tiefenverlagerung von Calcium in den Enthärter Schlammvarianten dürfte der reaktive Kalkmilchanteil sein, der allerdings innerhalb kurzer Zeit nach Aufbringung aufgebraucht wird. Währenddessen kommt es jedoch zu Überschussmineralisierung und Verdrängung von Protonen und Kationsäuren an den Austauschern. Während Reaktorkornmischungen in der untersuchten Zusammensetzung also mit der gleichen Unbedenklichkeit wie der natürliche Rohstoff Dolomit für Bodenschutzmaßnahmen im Wald eingesetzt werden können, ist der Einsatz von Enthärter Schlamm etwas problematischer, da der Kalkmilchanteil zu unerwünschten Initialeffekten führen kann.

Mutterlauge, Magniphos, Tiermehlasche und totgebrannter Magnesit haben hohe Nickelgehalte. Dies wird als eine Ursache der Keimhemmung und Kresseunverträglichkeit, angesehen. Laut SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1998) können ab 1-2 mg l⁻¹ Ni phytotoxische Wirkun-

gen auftreten. Die Verfügbarkeit steigt mit sinkendem pH.

Das eingeschränkte Kressewachstum bei Enthärter Schlamm und Pfannenschlacke ist auf das Abbinden reaktiven Calciums (unverbrauchte Kalkmilch, CaO) und die mechanische Keimhemmung durch die Verkrustung der Samen zurückzuführen.

Die Sickerwasseranalysen nach der Aufbringung von Magniphos, Tiermehlasche und Mutterlauge mit Perlit bestätigen die Befunde von HILDEBRAND (1988, 1990a), SCHÜLER (1992b) und WERNER (1995), wonach es bei Aufgabe von schwefelhaltigen Nährstofflieferanten zu einem erhöhten Transport und damit Verlagerung von Kationen (Kationbasen und -säuren, Aluminium, Schwermetallen) mit dem Sickerwasser kommt. Dabei werden neben den aufgegebenen auch pedogene basische Kationen ausgetragen. Besonders betroffen ist das leichter austauschbare Magnesium, wie der über der Inputmenge liegende Output der Tiermehlasche-Variante zeigt.

Auf der Basis dieser Projektergebnisse wurden Sekundärrohstoffe in die 2003 neu verabschiedete Düngemittelverordnung aufgenommen.

So fallen die Reaktorkornvarianten unter die Ausgangsstoffe für den Düngemitteltyp „Kalkdünger (...) sowie Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate oder Pflanzenhilfsstoffe (...) aus der Aufbereitung von Trink- und Brauchwasser“ (DüMV Anlage 2, Tabelle 10 Punkt 6). Die Verwendung von Bimsmehl, Perlit und Tiermehlasche ist in Tabelle 12 (Ausgangsstoffe zur Zugabe zu Düngemitteln des Abschnitts 3 der Anlage 1 sowie für Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate oder Pflanzenhilfsmitteln) unter Punkt 12 – „Gesteinsmehle einschließlich Tonmineralen“, Punkt 13 – „Aschen aus der Verbrennung tierischer Stoffe“ und Punkt 16 – „Perlite“ geregelt. Magnesitfeinmaterial wurde als eigener Düngemitteltyp ausgegliedert (DüMV, Anlage 1 Abschnitt 1.9 – „Vorgaben für Sekundärnährstoffdünger, (...)“). Es besteht allerdings noch Handlungsbedarf bei den Regelungen zur Mischung von Substanzen, speziell von Sekundärrohstoffen.

Teil 2: Die Produktlinienanalyse

2.1 Hintergrund, Ziele und Projekt-konzeption

In diesem Projektteil wird über eine Analyse berichtet, die dazu dient, ökologische und ökonomische Entscheidungshilfen zu entwickeln, um die Eignung von Sekundärrohstoffmischungen als Puffersubstanzen in Waldböden unter einem erweiterten Blickwinkel beurteilen zu können.

Zur Beurteilung der Umweltschutzeffizienz der eingesetzten finanziellen Mittel sind die Puffersubstanzen aus Sekundärrohstoffen und das System ihrer Herstellung einschließlich der notwendigen logistischen Verbindungen möglichst umfassend unter Berücksichtigung des jeweiligen Energieeinsatzes und hinsichtlich der Umweltauswirkungen zu untersuchen. Als Maßstab dienen konventionelle Puffersubstanzen, wie Dolomit, welche aus primären Rohstoffen veredelt (getrocknet, gemahlen, granuliert), aber nicht regional differenziert und am Bedarf orientiert hergestellt werden.

2.2 Lösungskonzept

2.2.1 Instrumente zur Analyse und Bewertung von Umweltauswirkungen

Methoden für Produktbewertung und –optimierung sind seit 1974 entwickelt worden, beginnend mit der *Energiebilanzierung* von Schäfer (TU München) als Pionier, gefolgt von der *Ökologische Buchhaltung* von Müller-Wenk (St. Gallen). Im selben Jahr finden sich Studien der Eidgenössischen Materialprüfungsanstalt (EMPA) St. Gallen mit dem Begriff *Ökobilanz*. Der Begriff war definiert als objektiver Zahlensatz über Umweltbelastungen bei der Nutzung von Stoffen. Es wurde zum ersten Mal vorgeschlagen, die produzierten Abfälle und Rückstandsmaterialien zusätzlich zu Rohmaterial und Energieeinsatz in die Berechnung einzubeziehen (BALADA 2002).

Anfang der 90er Jahre erlangte die Ökobilanz zunehmende Aufmerksamkeit der Öffentlich-

keit, wurde langsam aber sicher als „nützliche“ Bewertungsmethode anerkannt und zunehmend in der Praxis angewandt. So verwenden beispielsweise Unternehmen in der Grundstoff- und Produktionsstoffindustrie die Ökobilanz, um ihr Stoffstrommanagement zu analysieren. Der Trend war zu dieser Zeit am deutlichsten im Bereich der Verpackungsindustrie zu erkennen. Dieser Bereich suchte neue Technologien, um die Verpackungskosten zu reduzieren bei gleichzeitig höherer Umweltverträglichkeit.

Ein Diskussionsforum, welches von der Society for Environmental Toxicology And Chemistry (SETAC) gefördert wurde, wurde im Jahr 1991 und 1993 eingerichtet. Wissenschaftler und Industrielle in Europa und Nordamerika strebten an, die zahlreichen Instrumente zu harmonisieren und zugleich weiter zu entwickeln. In diesem Rahmen begann der Begriff Life Cycle Assessment (deutsch: Lebensweganalyse) Popularität zu gewinnen und den Begriff Ökobilanz zu ersetzen. Das Ergebnis dieses Diskussionsforums war das sogenannte Life Cycle Assessment (LCA), das in der ISO-Norm 14040 bis 14043 international standardisiert wurde und in die DIN NAGUS übernommen wurde.

Bislang ist LCA das erste Handwerkszeug, das in einem internationalen Rahmen wissenschaftlich entwickelt und in seinen Grundsätzen genormt wurde. Eine methodisch einwandfreie Handhabung im Einklang mit den dort formulierten Konventionen vermindert das Risiko einer fehlerhaften Anwendung. Dennoch ist auch die LCA ein Bewertungsinstrument, das nicht notwendigerweise zweifelsfreie Ergebnisse liefert. Es ist, wie auch andere Bewertungsinstrumente, durch bestimmte Vorgehensweisen und teilweise subjektive Einschätzungen geprägt (VOGT et al. 2002).

Im Zusammenhang mit der Entwicklung von Instrumenten für Produktbewertung und -optimierung entwickelte das Öko-Institut Freiburg 1987 ein neues Instrument. Dieses „andere“ Instrument, genannt die Produktlinienanalyse (PLA), wurde im Vergleich mit LCA zunächst wenig beachtet, zumal eine Fallstudie mit dem Ansatz der Produktlinienanalyse zu dieser Zeit noch kaum zu finden war (Ausnahme: Produktlinienanalyse Waschen im Jahr 1987 und die erneute Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel im Jahr 1997).

Die Produktlinienanalyse analysiert den gesamten Lebensweg eines Produktes, angefangen bei der Gewinnung und Aufarbeitung der Rohmaterialien, über seine Distribution und seinen Transport, bis hin zu Nutzung, Abnutzung und Beseitigung (oder Wiederverwertung). Sie analysiert die ökologischen, ökonomischen und sozialen Wirkungen und bewertet jede Stoff- und Energieumsetzung über den gesamten Produktlebensweg hinweg unter Berücksichtigung der daraus resultierenden Umweltbelastungen und anderen sozioökonomischen Wirkungen. Die Produktlinienanalyse sammelt, analysiert und bewertet die Nutzung eines Produktes in einer Art Kosten-Nutzen-Analyse. Der gesamte Prozess der PLA soll von einem Forum von Vertretern von Stakeholdern begleitet werden (EBERLE und GRIEBHAMMER 1996).

2.2.2 Produktlinienanalyse

Von den siebziger bis in die frühen achtziger Jahre rückte die zunehmende Umweltproblematik in den Vordergrund. Gleichzeitig erreichen Umweltprobleme, wie Ozonloch, Klimawandel, Trinkwasser- und Ressourcenknappheit, heute schnell globale Dimensionen. Diese Probleme haben ursächlich mit der Herstellung und dem Konsum von Produkten und dem damit verbundenen Ressourcenabbau zu tun (SCHÖNBORN und STEINERT 2001).

Vor diesem Hintergrund haben Politik und Wirtschaft den Paradigmenwechsel vom Umweltschutz zur nachhaltigen Entwicklung voll-

zogen. Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung soll ökologische mit ökonomischen und sozialen Elementen vernetzen. Die Wirtschaft erkennt zunehmend, dass nachhaltig wirtschaftende Unternehmen zukunftsfähige Unternehmen sind. Wer dieser Entwicklung nicht folgt, verliert den Anschluss an die zunehmende Dynamik dieses Wandels (SCHÖNBORN und STEINERT 2001).

In Folge des 1992 auf der Rio-Konferenz proklamierten Leitbilds einer nachhaltigen Entwicklung stieg – national und international – das Interesse der gesellschaftlichen Akteure an nachhaltigen Produkten und an nachhaltiger Produktentwicklung und an entsprechenden Analyse-Methoden, die die drei Dimensionen Ökologie, Wirtschaft und Gesellschaft integrieren. So hob beispielsweise die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des deutschen Bundestags 1994 die Notwendigkeit hervor, sozioökonomische Aspekte in die methodische und praktische Weiterentwicklung der Analyse-Methoden einzubeziehen.

Die Produktlinienanalyse des Öko-Instituts ergänzt diesen bei der LCA fehlenden Bezug auf die ökonomischen und sozialen Dimensionen. Obwohl das Konzept der Produktlinienanalyse vom Öko-Institut bereits 1987 vorgestellt wurde, hat sie sich bislang kaum durchsetzen können und steht im Schatten des etablierten Life Cycle Assessment.

Der Schwerpunkt der Produktlinienanalyse liegt darin, Dimensionen, die üblicherweise nicht gemeinsam betrachtet werden, zusammenzuführen (PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT 1987). Dabei werden vorhandene Methoden erweitert, so dass Ansätze wie Stoff- und Energiebilanzen im Rahmen einer PLA zur Anwendung kommen können.

Die Produktlinienanalyse hebt sich von den anderen Konzepten in mehrfacher Hinsicht ab (PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT 1987, EBERLE und GRIEBHAMMER 1996, HÄUBLER 1994):

- Die Produktlinienanalyse setzt bei **Produkten** an und untersucht dabei auch **Bedürfnisse** und **Nutzenaspekte**.
- Die Produktlinienanalyse untersucht den **Lebenszyklus** eines Produktes, der die Rohstoffgewinnung, den eigentlichen Herstellungsprozess, den Transport und Vertrieb, den Konsum sowie schließlich die Beseitigung umfasst.
- Die Produktlinienanalyse erfasst die Folgen eines Produktes über seinen jeweiligen Lebenszyklus für **Natur, Gesellschaft und Wirtschaft**, wobei die zwei letzteren Dimensionen zuerst getrennt von der ökologischen Dimension dargestellt werden, dann abschließend integriert bewertet werden.
- Der Betrachtungswinkel einer Produktlinienanalyse soll es erleichtern, Einflüsse und Rückwirkungen zwischen bisher nicht vernetzten Dimensionen festzustellen. Insofern ist diese Analyse vom Anspruch her eine umfassende Betrachtungsweise.
- Die Produktlinienanalyse wird von einem **Forum/Projektbeirat** mit VertreterInnen gesellschaftlicher Gruppen begleitet, und die Ergebnisse sind grundsätzlich öffentlich (dies ist auch bei den anderen Konzepten möglich, aber keine Voraussetzung).
- Der ökologische Teil der Produktlinienanalyse wird exakt wie ein normales Life Cycle Assessment (ISO 14040ff.) durchgeführt. Die Klärung des Untersuchungsrahmens als erster Schritt der Bilanz und Überprüfungen (Peer-Review) sollen zusammen mit dem Projektbeirat bestimmt werden.
- Die Produktlinienanalyse geht über die Geldebene hinaus, indem Aspekte berücksichtigt werden, die nicht in Geld(-einheiten) bewertbar sind bzw. bewertet werden sollten.
- Die Produktlinienanalyse will den notwendigen gesellschaftlichen Bewertungsprozess **nicht durch eigene formalisierte Aggregations- und Bewertungsverfahren ersetzen**, wie dies etwa bei einigen anderen Konzepten der Fall ist, sondern stellt ihre Untersuchungsergebnisse bewusst **mehrdimensional** dar.
- Die Produktlinienanalyse gibt den Weg vor, wie die besondere Komplexität der Analyse

und Bewertung begründet und **nachvollziehbar reduziert** werden kann.

2.2.3 Zusammenhang von Bewertungszweck, Bewertungsmethoden und Bewertungsergebnissen

Bei einer Produktlinienanalyse bestimmt immer der Bewertungszweck die Vorgehensweise im Detail. In der vorliegenden Fallstudie geht es darum, Sekundärrohstoffe in ihren Eigenschaften als möglichen Ersatzstoff für Dolomitalke bei Bodenschutzmaßnahmen unter ökologischen, ökonomischen und sozialen Gesichtspunkten **aus Sicht der Landesforsten Rheinland Pfalz** zu bewerten. Das methodische Vorgehen kann bei anderen Entscheidungsträgern im Detail anders zu wählen sein. Damit ändern sich unter Umständen die Ergebnisse der Bewertung.

Neben der genauen Bestimmung von Bewertungszweck und den an der Bewertung Interessierten ist es für die Transparenz einer Bewertung wichtig, dass die Bewerter „Setzungen“ inhaltlich offen legen und bezüglich der Legitimation begründen. Bei der Durchführung einer PLA sind dies dem Inhalt nach insbesondere:

Die Grenzen des zu bewertenden Systems

Die Kriterien für die Bewertung

Die Indikatoren nach Messgröße und Messverfahren, mit denen die Kriterien indiziert werden

Grenzwerte für einzelne Kriterien/Indikatoren, die Handlungsalternativen prinzipiell ausschließen

Ausmaß und Verfahren der Aggregation von Einzelwertungen zum Gesamtwerturteil

Die Setzungen erfolgen dabei durch die Bewerter und/oder Experten und/oder in einem „demokratischen“ Verfahren.

2.2.4 Ökologische Bewertung

Die Arbeitsschritte des ökologischen Teils der Analyse ähneln denen eines Life Cycle Assessment und sind wie folgt gegliedert:

- *Festlegung des Untersuchungszieles*

Im ersten Schritt des ökologischen Teils gilt es, das Untersuchungsziel zu bestimmen. In diesem Projekt ist dies – wie bereits ausgeführt – eine Analyse von ökologischen Aspekten von Sekundärrohstoffen, die als Puffersubstanzen in versauerten Waldböden eingesetzt werden sollen, im Vergleich zu einem konventionellen Dolomit aus Sicht der Landesforsten Rheinland-Pfalz.

- *Festlegung der Systemgrenzen*

Die Systemgrenzen jedes Produktionsprozesses der untersuchten Substanzen wurden zusammen mit einem Expertenpanel festgelegt.

- *Auswahl von Wirkungskategorien und ihren Indikatoren*

Auch dieser Schritt wurde von einem Expertenpanel mit 25 Mitgliedern begleitet. Dieses Panel hat verschiedene Wirkungskategorien aus einer vorbereiteten Liste ausgewählt. Diese Liste stützte sich auf ca. dreißig unterschiedliche Kategorienlisten von Umweltwirkungen. Zu den Quellen gehören Enquete-Kommission, Global Reporting Initiatives, Kyoto Protocol, SETAC-Europe und das Umweltbundesamt. Das Panel wurde gebeten, die vorgeschlagene Kriterienliste kritisch zu prüfen und Indikatoren und Grenzwerte für jede Wirkungskategorie vorzuschlagen.

- *Sammeln von Daten über die Stoffstromtabelle*

Die von den Experten im Panel ausgewählten Wirkungskategorien waren der Ausgangspunkt für das literaturgestützte Sammeln von Input- und Outputdaten. Diese verdeutlichen, wo und wie die Wirkungskategorienliste mit den Energie- und Stoffstromtabelle korreliert.

Die Daten für Dolomitproduktion und –transport stützten sich beispielsweise auf eine

Studie von PATYK und REINHARDT: „Düngemittel – Energie und Stoffstrombilanzen“ von 1997. Die Daten für die acht Varianten basierend auf (Sekundär-)Rohstoffen wurden in Kooperation mit der FAWF Rheinland-Pfalz, die die physiologisch-biologische Analyse dieser Sekundärrohstoffe durchführt, und mit der Fa. AHD Klose Andernach, die in früheren Untersuchungen in diesem Bereich tätig war und bei der Entwicklung der mobilen Aufbereitungs- und Mischanlage beteiligt ist, zusammengestellt.

- *Datenaggregation innerhalb jeder Wirkungskategorie*

Nach vollständiger Datensammlung für jede Wirkungskategorie war der nächste Schritt die Aggregation der Indikatorwerte jeden Parameters zu einer Summe – wenn möglich oder notwendig. Die dabei angewandten Methoden sind in der Literatur ausführlich dargestellt und finden weitverbreitet Anwendung, wie z.B. die Anwendung des Global Warming Potential (GWP), des Ozone Depletion Potential (ODP) und des Eutrophierungspotentials (EP). Dabei werden die Mengen der einzelnen Stoffe in einer Wirkungskategorie mit ihrem entsprechenden Charakterisierungsfaktor multipliziert. Dies ist der Faktor, der von einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wird, um das Ergebnis des Stoffstrominventars auf ein einheitliches Aggregat des Wirkungskategorieindikatoren zu konvertieren (ISO 14042 2000). Daraus ergibt sich die Endsumme oder der sogenannte Kategorieindikator, der das Gesamtwirkpotential einer Wirkungskategorie beschreibt und quantifiziert.

- *Gesamtbewertung*

Bis zum jetzigen Zeitpunkt besteht in der Literatur zu Life Cycle Assessment und Stoffstrommanagement keine Übereinstimmung darüber, welche der verschiedenen Methoden als Konvention geeignet ist, Daten aus verschiedenen Wirkungskategorien für eine ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Akzeptanz herzuleiten.

In der Literatur werden genannt:

- UBA-Methode
- Eco-rational Path Method-Portfolio
- BUWAL-Model „ökologische Knappheit“
- ETH-Zürich Model „Kritische Belastung“
- CML-Approach
- EPS-System Schweden
- IKP Method Stuttgart
- IER-Approach Stuttgart
- BASF 3D-Portfolio
- Monetary Approach

Der Unterschied dieser Methoden liegt darin, dass sie die Bewertungsergebnisse in grundsätzlich verschiedener Weise präsentieren. Die UBA-Methode z.B. benutzt ein T-Diagramm, um einen schnellen Überblick über die Vor- und Nachteile eines Produktes im Vergleich zu einem anderen Produkt zu ermöglichen. Die errechnete Mehrbelastung eines Produktes in jeder Wirkungskategorie wird als Balken gegenüber der anderen Alternative im T-Diagramm abgebildet (UMWELTBUNDESAMT 2000). Das BASF 3D-Portfolio dagegen gewichtet die Kenngrößen jeder Wirkungskategorie zu so genannten Belastungspunkten und überträgt sie dann in einen „Ökoeffizienz-Würfel“, der erkennen lässt, welches Produkt an welcher Stelle seine Stärken und Schwächen hat. Der Würfel setzt sich aus den drei Portfolios zusammen: Ökologie, Ökonomie und Sozial (KICHERER 2002).

In dieser Untersuchung wird auf eine weitgehende Aggregation der Teilwertungen verzichtet, vielmehr werden die Ergebnisse der ökologischen Bewertung graphisch und tabellarisch nebeneinander gestellt. Die Gesamtwertung soll dem Diskussionsprozess der Entscheidungsträger vorbehalten bleiben; die Teilergebnisse sollten hierfür nachvollziehbar präsentiert werden.

2.2.5 Ökonomische Bewertung

Für die ökonomische Bewertung werden Methoden des Life Cycle Costing (LCC) ange-

wandt. Life Cycle Costing oder Life Cycle Cost Analysis wurden ursprünglich zur Kostenanalyse von Projekten entwickelt. Der gesamte ökonomische Wert soll dabei durch die Analyse von Anfangskosten und diskontierten Zukunftskosten wie Wartungs-, Anwender-, Sanierungs-, Modernisierungs-, Wiederherstellungs- und wieder auftauchende Kosten über die gesamte Dauer des Projektes ermittelt werden (US FEDERAL DEPARTMENT OF TRANSPORTATION, HIGHWAY ADMINISTRATION 2003)

Das Konzept der LCC wurde ursprünglich vom amerikanischen Verteidigungsministerium in den frühen sechziger Jahren entwickelt, um die Effektivität und Effizienz der Regierungsarbeit zu erhöhen. Zwei miteinander verwandte Ziele waren ein längerer Planungshorizont, der die Betrachtung von Planungs- und laufender Betriebsphase einschließt und die Verbesserung des Kostenmanagements durch kostenbewusste Projektplanung. Von Anfang an stand die LCC deshalb in sehr enger Verbindung mit dem Design und der Entwicklung von Projekten. Früh war erkannt worden, dass es besser ist Kosten zu eliminieren, bevor sie anfallen, als zu versuchen Kosten zu reduzieren, nachdem sie angefallen sind. Dies bedeutete einen Paradigmenwechsel – weg von Kostenrationalisierung erst im laufenden Betrieb hin zu Kostenmanagement bereits während der Phase des Designs von Projekten (EMBLEMSVÄG 2003). Ab den 1980er Jahren wurde das Konzept der LCC zunehmend auch durch japanische Firmen angewandt, die im Vergleich mit westlichen Firmen viel früher die Vorteile dieses Kostenmanagements erkannten.

LCC

Das neue Paradigma der Kosteneliminierung mittels Design hat weitreichende Implikationen für das Kostenmanagement eines Unternehmens. Unternehmen können Kostenrechnungen jetzt nicht mehr einfach von Design, Konstruktion, Produktion und anderen Kernbetriebsprozessen isolieren. Heute müssen sogar die Kundenbeziehungen von der Kostenrechnung in

Betracht gezogen werden, denn Kundenzufriedenheit zu wahren, hat Relevanz sowohl für vor- wie für nachgelagerte Kosten. Der Horizont des Kostenmanagements erweitert sich aus den „vier Wänden“ des Unternehmens hinaus zu allen maßgeblichen Teilen des Lebenszyklus z.B. von Produkten. Die traditionellen Techniken der Kostenrechnung genügen diesen Anforderungen nicht (EMBLEMSVÅG 2003).

Der Begriff LCC ist weit definiert und schließt vielfältige Techniken der Kostenanalyse ein, wie Total Life Cycle Cost (TLCC), die Nutzen-Kosten Analyse oder Savings-to-Investment Ratio, Internal Rate of Return und Payback Period (RAKHRA, 1980). EMBLEMSVÅG (2003) bietet einen ausführlichen Überblick über LCC-Techniken, deren detaillierte Erläuterung den Rahmen dieses Berichtes sprengen würde. Einige der modernsten LCC-Techniken sind beispielsweise Activity-Based Costing (ABC), the Just-in-Time (JIT) Costing, the Target Costing (TC) and the Strategic Cost Management (SCM) (EMBLEMSVÅG 2003).

Das grundlegende Konzept des LCC in Bezug auf ein Produkt ist, die Kosten, die während des gesamten Lebenszyklus des Produktes entstehen, zu betrachten. Dieser Ansatz wurde von der Society of Logistics Engineers (SOLE – <http://www.sole.org>) entwickelt, mit der Idee alle internen und externen monetären Kosten in Betracht zu ziehen. Mit LCC werden sowohl die räumlichen Grenzen der Kostenrechnung in dem Unternehmen als auch der Zeithorizont vergrößert. Infolgedessen wird der Fokus auf die Betriebseinheit aufgegeben und auf den gesamten Lebenszyklus des Produktes erweitert (SCHALTEGGER et al. 1996).

Eine implizite Annahme des LCC ist, dass alle in Betracht kommenden Produktalternativen dem zu definierenden Minimum an Leistungsanforderungen gerecht werden. Dieses Minimum wird abgeleitet von einem Referenzprodukt. Wenn eine Alternative das Leistungsanforderungsminimum übertrifft, ist dies der Alternative als zusätzlicher Nutzen zuzurechnen.

Wenn der zusätzliche Nutzen in monetärem Wert quantifiziert werden kann, weist dieser auf negative Kosten hin, die von den Gesamtkosten abgezogen werden müssen. Wenn der zusätzliche Nutzen nicht in monetärem Wert quantifiziert werden kann, dann sollte eine Beschreibung dieses Nutzens in deskriptiver Form in das LCC eingefügt werden.

Die Grundkostengleichung für ein gesamtes Produkt-LCC kann wie folgt ausgedrückt werden:

Die LCC Kosten i.G. setzen sich zusammen aus Gesamtkosten (Gesamtproduktionskosten plus andere Gemeinkosten) plus zusätzliche Kosten minus positive Cashflows wie zusätzliche Nutzen.

Eine LCC wird in folgenden Arbeitsschritten durchgeführt (RAKHRA 1980 und MARSHALL 1995):

1. Ziele und Grenzen der Analyse spezifizieren
2. Optionen zur Erreichung dieser Ziele identifizieren
3. Verschiedene Annahmen hinsichtlich Diskontsatz, Inflationsrate, wirtschaftliche Nutzungsdauer, usw. spezifizieren
4. Relevante Kosten identifizieren und abschätzen
5. Alle Kosten in gegenwärtigen Geldwert konvertieren
6. Das Total-LCC minus zusätzlichen Nutzen (negative Kosten) für jede Alternative kalkulieren
7. Die Total-LCCs jeder Alternative vergleichen und die mit den niedrigsten Kosten auswählen
8. Die Sensitivität der Eingangsannahmen unter verschiedenen Bedingungen analysieren

2.2.6 Soziale Bewertung

In der Produktlinienmatrix des Öko-Institutes e.V. (PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT 1987) werden folgende soziale Kriterien beispielhaft genannt:

- Arbeitsqualität
 - Arbeitsqualität im engeren Sinn
 - Arbeitszufriedenheit
 - Arbeitsunfälle
 - Schadstoffbelastung am Arbeitsplatz
 - Zeitsouveränität
- Individuelle Freiheiten
 - Individuelle Gestaltungsmöglichkeiten (Zeit)
 - Gesundheit/Wohlbefinden (Sauberkeit, Hygiene)
 - Sicherheit
 - Förderung des Einzelnen in der Gemeinschaft
 - Auswirkungen auf das Rollenverhalten
- Gesellschaftliche Aspekte
 - Flexibilität/Veränderbarkeit
 - Internationale Beziehungen
 - Kulturelle Pluralität

Andere Kataloge sozialer Wirkungskategorien (z.B. von der Global Reporting Initiative (GRI), dem European System of Social Reporting and Welfare Management, der United Nations Sustainable Development, usw.) können selbstverständlich im Rahmen einer PLA auch in Betracht gezogen werden.

Leider war die Untersuchung derartiger sozialer Aspekte im Rahmen dieses Teilprojektes nicht möglich. Eine ergänzende Untersuchung ist wünschenswert. Wie aus den methodischen Ausführungen zur Produktlinienanalyse deutlich wurde, sollte dabei die Auswahl der näher zu behandelnden sozialen Aspekte möglichst in Abstimmung mit den relevanten Akteuren bzw. im Rahmen eines Projektbeirats erfolgen.

2.3 Die Produktlinienanalyse von konventionellen Puffersubstanzen im Vergleich zu Puffersubstanzen aus Sekundärrohstoffen

2.3.1 Ziele der Produktlinienanalyse

Das Ziel dieser Untersuchung ist es, die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen bei der Aufbereitung, der Mischung, dem Trans-

port und der Ausbringung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen in Wald im Vergleich zu einem herkömmlichen Dolomit zu messen und zu bewerten.

Dafür sind zuerst die intendierten Ziele einer Bodenschutzkalkung darzustellen. Als Parameter sind Mindeststandards zu verstehen, welche durch eine Kalkung mit einem magnesiumreichen Dolomit (25-40% $MgCO_3$ -Anteil) erreicht werden, wenn sie basierend auf den Befunden der Waldökosystemforschung, von Waldbodenzustandserhebungen mit Sensitivitätsstudien und von Standortkartierungsergebnissen durchgeführt werden. Dies ist notwendig, um festzulegen, welche nicht intendierten (positiven oder negativen) Nebeneffekte Kalkungsmaßnahmen auf die Umwelt haben können, und damit bei der Untersuchung in Betracht zu ziehen sind.

Nach einer ausführlichen Diskussion mit dem Auftraggeber dieses Projektes sowie einigen Experten werden die folgenden intendierten Ziele bestimmt:

- Säurepufferung (Boden, Sicker- und Grundwasser)
- Anregung der biologischen Aktivität in den Waldböden
- Verbesserung der Pflanzenernährung
- Vitalitätserhöhung und Intensivierung der Durchwurzelung
- Schwermetallimmobilisierung

Aus Sicht des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Entscheidungsträger in dieser Fallstudie) sind die folgende Ziele hinzuzufügen (MUF 2002):

- Kompensation der mit der Luftschadstoffbelastung verbundenen Säureeinträge in den Waldboden
- Sicherung bzw. Wiederherstellung der standortgemäßen Lebensbedingungen für Bodenlebewesen und Baumwurzeln
- Sicherung bzw. Wiederherstellung der Fähigkeit des Bodens, Nährstoffe zu speichern
- Verschaffung der dem Wald notwendigen Zeit zur Regeneration und zum Wirksamwerden der Maßnahmen zur Emissionsreduzierung

Weitere Wirkungen, die bei der Untersuchung möglicherweise identifiziert werden können, sind u.a.:

- Tonmineralstabilisierung
- Überführung von schwer verfügbaren Nähr-
elementen in den Nährstoffkreislauf
- Förderung des baumbezogenen Zuwachses
- Erhaltung der potenziell natürlichen Vegeta-
tion
- Verbesserung/Verminderung des Kohlen-
stoff-speichervermögens
- Belastung der Hydrosphäre
- Abpufferung von Säuren in Oberflächen(/
Fließ-)gewässern
- Förderung/Schädigung der epigäischen In-
sektenfauna
- Förderung des Wasserrückhaltes
- Anreicherung von Elementen im Waldöko-
system

2.3.2 Entscheidungsorientiertes Tool

Die vorliegende Fallstudie soll den Landesfor-
sten Rheinland-Pfalz als unmittelbare Entschei-

dungshilfe dienen. Darüber hinaus soll sie zur
Illustration der Methode PLA für andere Ent-
scheidungssituationen bzw. andere Entschei-
dungsträger dienen. Um die Übertragbarkeit zu
gewährleisten, war uns die nutzerfreundliche
und flexibel anpassbare Gestaltung der Kalku-
lationen ein besonderes Anliegen.

In diesem Projekt wurde ein benutzerfreund-
liches Softwareprogramm mit dazugehörigem
Handbuch entwickelt. Dieses Programm soll
Entscheidungen erleichtern, die ideale Wahl
zwischen den verschiedenen Mischungsalterna-
tiven im Sinne der PLA zu treffen.

2.3.3 Handlungsalternativen

Um die Umweltwirkungen der acht Varianten
mit denen von Dolomit vergleichen zu können,
setzt man sogenannte funktionale Äquivalen-
zen fest. Dies wird anhand des CaO- und MgO-
Gehaltes der Handlungsalternativen bestimmt.
Als Referenzprodukt wird in dieser Untersu-
chung Dolomit mit den in Tabelle 2.1 aufge-
führten Eigenschaften verwendet.

	Reaktivität %	CaO ges kg	MgO ges kg	K ₂ O ges kg	P ₂ O ₅ ges kg
DOL	26	326	163	<NG	<NG

Tab. 2.1: Die Eigenschaften des Referenzproduktes Dolomit

Die darauf folgende Tabelle 2.2 zeigt die Mi-
schungsanteile jeder Variante mit funktionaler

Äquivalenz zu 1 Tonne des obengenannten Do-
lomits.

No.	Variante	Mischungsanteile (t)						Summe
		Reaktor- korn (RK)	Enthärter- schlamm (ES)	Magnesit Shanghai (M ₁)	Magnesit Hochfilzen (M ₂)	Bimsmehl (BM)	Perlitestaub (P)	
1.	RKM ₁	0,60		0,22				0,82
2.	RKM ₂	0,51			0,47			0,98
3.	RQxM ₁	0,60		0,22				0,82
4.	RQxM ₂	0,51			0,47			0,98
5.	ESMBM ₁		0,93	0,22		0,25		1,40
6.	ESMBM ₂		0,81		0,47	0,25		1,53
7.	ESMP ₁		0,93	0,22			0,10	1,25
8.	ESMP ₂		0,81		0,47		0,10	1,37

Tab. 2.2: Mischungsanteile in Tonnen um 1t Dolomit zu ersetzen

2.3.4 Systembeschreibung und Modularisierung

Jeder Produktlebensweg der Varianten wird in drei Subsysteme unterteilt (Abb. 2.1):

- System 1 beginnt bei der Herkunft der Einzelsubstanzen und beinhaltet die Produktion der Sekundärrohstoffe bis zu dem Punkt unmittelbar vor der Ausbringung,
- System 2 beschreibt den Ausbringungsprozess und
- System 3 betrachtet die ökologischen Wirkungen der Varianten im Waldökosystem.

Diese Unterteilung hat den Zweck, eine detaillierte Information über die ökologischen Auswirkungen in allen drei Systemen präsentieren zu können. Die Untersuchung der nicht intendierten Effekte in System 3 konnte in diesem Teilprojekt nicht durchgeführt werden. Um solche Effekte zu untersuchen, muss nach Experteneinschätzung mit einem Untersuchungszeitraum von mindestens 5 Jahren gerechnet werden. Das Teilprojekt kann nur Hinweise als Basis für weitere Langzeituntersuchungen geben.

Im speziellen Untersuchungsfall werden die einzelnen Sekundärrohstoffe von verschiedenen Orten nach Mörschbach gebracht, wo der Mischprozess stattfindet. Die Karte in Abbil-

dung 2.2 stellt die Routen aller Sekundärrohstoffe von ihren jeweiligen Ursprungsorten zu der Mischanlage dar. Die gelbe Farbe weist auf die Hauptsekundärrohstoffe Reaktorkorn und Enthärter Schlamm hin. Die anderen Farben stehen für die übrigen Beimischungen von Sekundärrohstoffen.

Um den Rechengang transparent zu halten, wird die Gesamtrechnung in Module auf einem Excel-Tabellenblatt aufgelöst. Die Auflösung der Teilsysteme in Module ist in Abbildung 2.3 (Seite 92) am Beispiel der Sekundärrohstoffmischung RKM dargestellt. Die Pfeile in den Abbildungen symbolisieren, dass die Mess- und Wertezahlen eines Moduls in das nächste Modul einfließen und zu den Zahlen in dem nächststehenden Modul summiert werden.

In jedem Modul werden Daten über Energie-, Ressourcenverbrauch und freigesetzte Emissionen entsprechend den ausgewählten Wirkungskategorien ermittelt. Jede Form von Emission, die in einer (oder mehreren) der gewählten Wirkungskategorien eine Wirkung hat, wird dann nach Multiplikation mit ihrem Charakterisierungsfaktor, mit den anderen Emissionen innerhalb derselben Wirkungskategorie aggregiert.

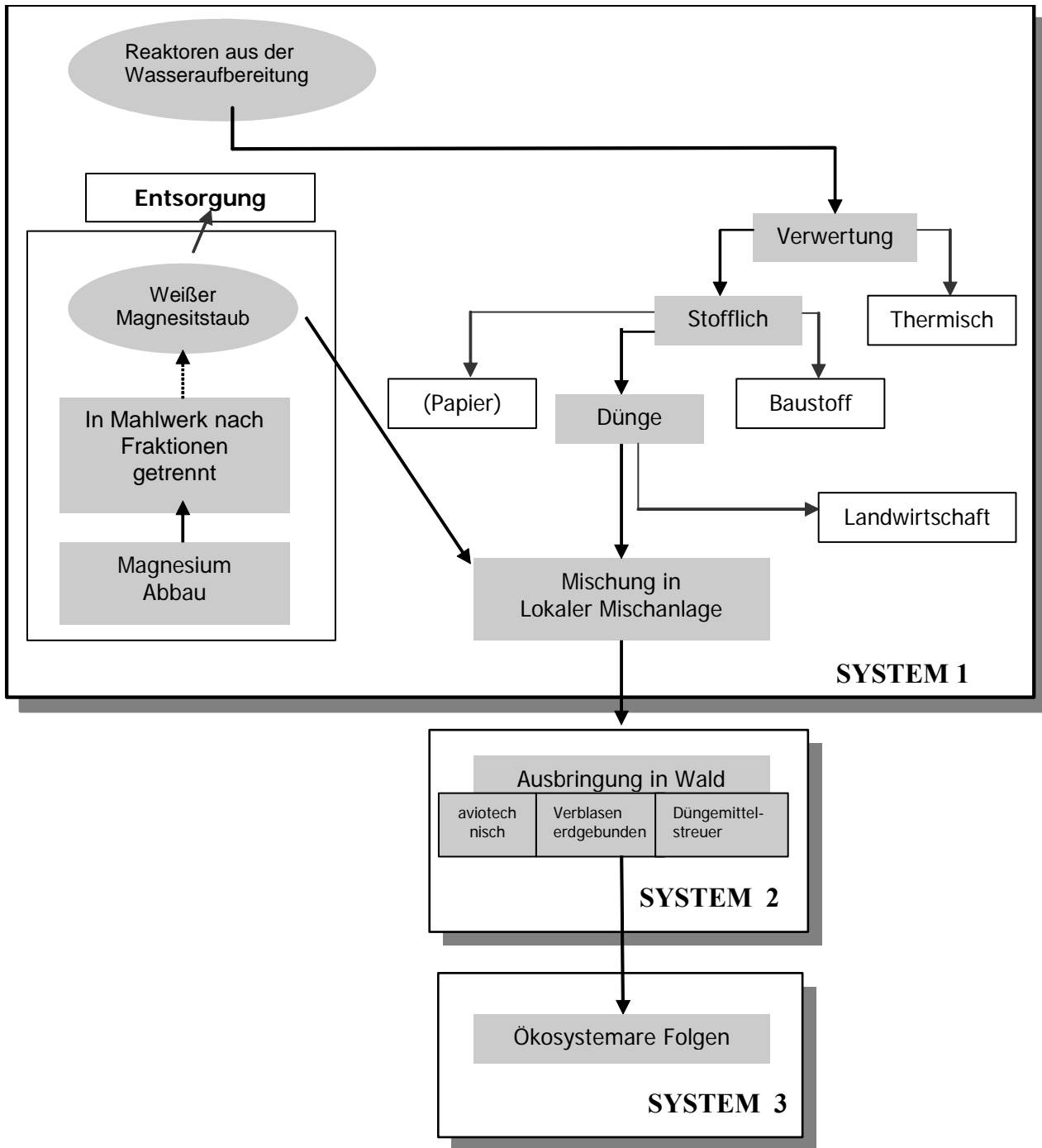


Abb. 2.1: Beispiel der Systemabgrenzung für Reaktorkorn mit Magnesit

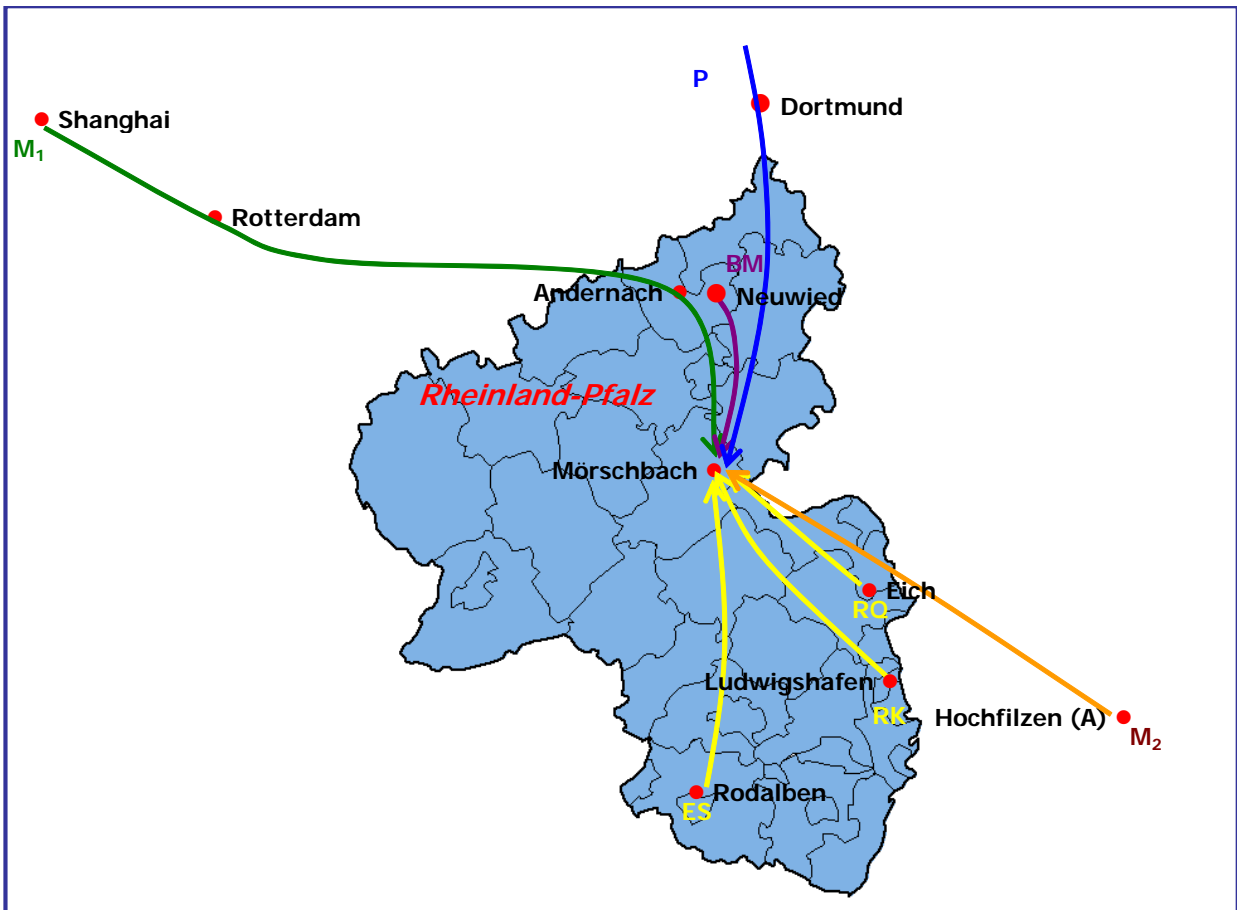


Abb. 2.2: Route der einzelnen Stoffe

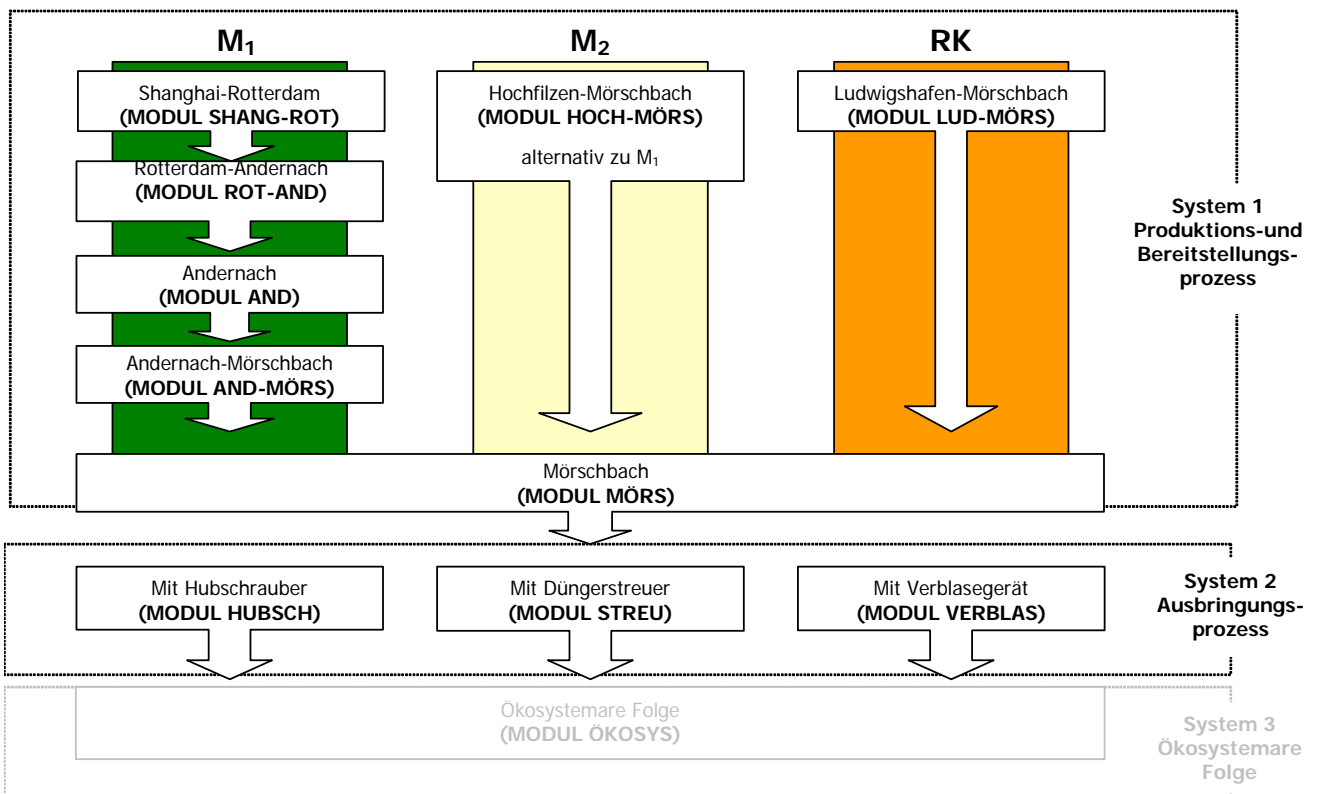


Abb. 2.3: Module innerhalb ihrer Systeme

2.4 Das Life Cycle Assessment (LCA)

2.4.1 Auswahl von Wirkungskategorien und ihre Indikatoren

Der Auswahlprozess zur Bestimmung der Kriterien und Indikatoren lief wie folgt ab: Ausgangspunkt war der Katalog von Wirkungskategorien, der auf Grundlage zahlreicher Listen und Studien erstellt wurde. Zehn Experten haben daraus eine Auswahl getroffen. Die von den Experten jeweils gewählten Wirkungskategorien wurden dann in einer Matrix dargestellt und danach gefiltert, die meist gewählten Wirkungskategorien zu identifizieren.

Für System 1: „Entstehungsprozess“ und System 2: „Ausbringung“ ergaben sich im Expertenurteil folgende Wirkungskategorien:

- Einsatz von nicht erneuerbarer Energie
- Einsatz von erneuerbarer Energie
- Einsatz von nicht erneuerbaren Ressourcen
- Einsatz von erneuerbaren Ressourcen
- Flächennutzung
- Azidität
- Eutrophierung
- (Bodenbeanspruchung)
- Terrestrische Ökotoxizität
- Gewässerbelastung
- Treibhauseffekt
- (Ozonabbau)
- Bildung von Photooxidantien
- (Abfallaufkommen)
- (Biodiversität)
- (Erhaltung / Zerstörung des Lebensraumes)
- Humantoxizität
- (Lärm)
- (Ästhetische / Erholungsfunktion der Natur)

Aufgrund mangelnder Daten und/oder des begrenzten Untersuchungszeitraums konnten die in Klammern gesetzten Wirkungskategorien nicht in die weiteren Betrachtungen einbezogen werden.

Einsatz von nicht erneuerbarer Energie

Alle eingesetzte Energie sowohl bei der Produktion als auch beim Transport von Hilfsgü-

tern werden in kWh erfasst. Zu nicht erneuerbarer Energie zählen Erdöl, Erdgas, Steinkohle, Braunkohle und Uranerz (PATYK und REINHARDT 1997).

Einsatz von erneuerbarer Energie

Unter erneuerbarer Energie versteht man regenerative Energie wie Wasserkraft, Biomasse, Windenergie usw. (PATYK und REINHARDT 1997).

Einsatz von nicht erneuerbaren Ressourcen

Einsatz von nicht erneuerbaren Ressourcen umfasst den Abbau und den Verbrauch von nicht erneuerbaren fossilen und mineralischen Rohstoffen (EYERER 1996). Nach dem Prinzip der Nachhaltigkeit wird hier besonders hoher Wert auf die Ressourcenverfügbarkeit gelegt. Die eingesetzte Menge wird in kg erfasst.

Einsatz von erneuerbaren Ressourcen

Auch erneuerbare Ressourcen lassen sich nicht uneingeschränkt nutzen. Das Prinzip, dass die Nutzungsrate die Regenerationsrate nicht überschreiten darf, muss immer eingehalten werden. Hierzu zählen Wasser, Luft und spezifische Biomasse.

Flächennutzung

Die Flächennutzung wird als Ressourceneinsatz betrachtet. Denn Flächennutzung für einen Produktionsprozess schließt anderweitige Nutzung aus. Flächen werden in m² gemessen.

Azidität

Auslöser für die Versauerung sind vor allem die Immissionen von Schwefeldioxid, Ammoniak und Stickoxid, die sich nach der Oxidation in der Atmosphäre als Schwefel- bzw. Salpetersäure im Regen wiederfinden (STAHL 1998). Versauerungswirkende Immissionen haben vielfältige Wirkungen auf Boden, Grundwasser und Oberflächengewässer.

Anwendungsbeispiele und Methodenvergleiche zeigen, dass viele Ansätze das Potenzial zur Versauerung in Säureäquivalenten (Acidification Potential/AP) relativ zu Schwefeloxid angeben. In der Waldschadens- und

Immissionsforschung werden als unabhängige Größe Ladungsäquivalente (mol_e) (=Protonenäquivalente) verwendet. Das Säurebildungspotenzial beschreibt die Fähigkeit eines Stoffes, H⁺-Ionen zu bilden (STAHL 1998).

Jede Immissionsmenge, die zur Versauerung beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen AP-Faktor multipliziert, und anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Versauerungspotential} = \sum_i AP_i \times m_i$$

AP = Acidification Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname

Eutrophierung

Eutrophierung umfasst alle potenziellen Wirkungen von überschüssigen Makronährstoffen; die wichtigsten davon sind Stickstoff und Phosphor. Nährstoffanreicherung kann eine ungewünschte Veränderung der Artenzusammensetzung und eine Erhöhung von Biomasseproduktion in sowohl aquatischen als auch terrestrischen Ökosystemen bewirken (GUINÉE 2002).

Auch bei der Eutrophierung herrscht weitgehend Einigkeit, wie diese Kategorie abgebildet wird. Viele Studien berufen sich auf die Arbeiten des CML/Niederlande. Dort werden Stoffeinträge mit eutrophierendem und sauerstoffzehrendem Potenzial zusammengefasst. Ausgehend von der stöchiometrischen Zusammensetzung der Biomasse von Algen werden Äquivalenzfaktoren (Referenzsubstanz Phosphat) abgeleitet (STAHL 1998).

Jede Immissionsmenge, die zur Eutrophierung beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen EP-Faktor multipliziert. Anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Eutrophierungspotential} = \sum_i EP_i \times m_i$$

EP = Eutrophication Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname

Terrestrische Ökotoxizität

Die terrestrische Ökotoxizität bezieht sich auf Wirkungen von toxischen Substanzen auf terrestrische Ökosysteme (GUINÉE 2002).

Der Äquivalenzfaktor für die Wirkungskategorie terrestrische Ökotoxizität (Terrestrial Ecotoxicity Potential/TETP) wird auf 1,4-Dichlorobenzene bezogen (GUINÉE 2002).

Jede Emissionsmenge, die zur terrestrischen Ökotoxizität beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen TETP-Faktor multipliziert. Anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Terrestrische Ökotoxizitätspotenzial} = \sum_i TE-TP_i \times m_i$$

TETP = Terrestrial Eco-toxicity Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname

Gewässerbelastung

Analog zur Wirkungskategorie terrestrische Ökotoxizität bezieht sich Gewässerbelastung hauptsächlich auf die Wirkungen von toxischen Substanzen auf Gewässer. Als Äquivalenzfaktor wird ebenfalls 1,4-Dichlorobenzene verwendet. Die Aggregation erfolgt – analog zu oben - mit ihrem Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential Factor/FAETP-Faktor.

Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt oder die globale Klimaerwärmung ist definiert als die Wirkung von menschenverursachten Emissionen auf die Strahlungsabsorptionsfähigkeit der Atmosphäre. Dies kann wiederum die Gesundheit der Menschen, das Witterungsgeschehen, den Meeresspiegelanstieg, terrestrische Ökosysteme und das materielle Gemeinwohl beeinträchtigen. Die meisten dieser Emissionen erhöhen die Strahlungsabsorptionsfähigkeit der Atmosphäre, was die Erhöhung der Temperatur der Erdoberfläche verursacht (GUINÉE 2002).

Bei dieser Kategorie ist durch die Arbeiten internationaler Gremien – vor allem des IPCC – eine hohe Übereinstimmung der Ansätze vorhanden. Die Klimawirksamkeit wird durch das Treibhauspotenzial (Global Warming Potential/GWP) bestimmt, das die Bedeutung der Emission eines Treibhausgases relativ zu CO₂ angibt, mit einem Zeithorizont von 100 Jahren (STAHL 1998).

Die Masse jedes Treibhausgases wird mit dem spezifischen GWP_i multipliziert und die Einzelwerte schließlich aufaddiert:

$$\text{Treibhauspotenzial} = \sum_i GWP_i \times m_i$$

GWP = Global Warming Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname

Photooxidantienbildung

Photooxidantienbildung ist die Entstehung von reaktiven chemischen Verbindungen wie Ozon als Folge der Sonnenstrahlung auf bestimmte primäre Luftschadstoffe. Diese reaktiven Verbindungen können für Menschen und Ökosysteme schädlich sein (GUINÉE 2002).

Photooxidantien können in der Troposphäre mit dem Einfluss von Ultraviolettlicht entstehen, durch photochemische Oxidation von flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs) und Kohlenmonoxid in der Gegenwart von Stickstoffoxiden. Die Photooxidantienbildung ist auch als „summer smog“ bekannt und ist von dem „winter smog“ oder „London smog“ zu unterscheiden. Das letztere geht von anorganischen Verbindungen aus.

Die Aggregierungsmethode erfolgt wie bei den anderen Wirkungskategorien, hier mit der Anwendung des POCP-Faktors (Photochemical Ozone Creation Potential-Factor), der in kg Ethylene-Äquivalenten bestimmt wird.

Humantoxizität

Diese Wirkungskategorie umfasst die Wirkungen von toxischen Substanzen auf Menschen. Die CML/Niederlande hat sich seit einigen Jahren mit toxischen Substanzen befasst und hat die nachweislich menschengeschädlichen Substanzen in einer Liste zusammengestellt. Die Aggregierungsmethode erfolgt - analog zu den

anderen Wirkungskategorien - mit einem Human Toxicity Potential Äquivalenzfaktor (HTP-Faktor) 1,4-Dichlorobenzene.

2.4.2 Life Cycle Inventory und Life Cycle Impact Assessment

Dieses Kapitel hat zum Ziel, die ökologische Analyse der Sekundärrohstoffmischungen am Beispiel von RKM darzustellen.

Die Variante RKM ist eine Mischung des Sekundärrohstoffs Reaktorkorn Kalkkeim (RK) – ein Nebenprodukt der Trinkwasseraufbereitung – und Magnesitstaub (M). Der Reaktorkorn Kalkkeim stammt aus dem Wasserwerk in Ludwigshafen. Der Magnesitstaub ist ein Nebenprodukt, das bei der Zerkleinerung von Magnesitbriketts anfällt. Magnesitmehl findet in Deutschland bisher in der Feuerfestindustrie Verwendung. Um den Magnesitstaub zu gewinnen, holt man ihn in Form von Briketts aus China (M_1) oder in feuchter Staubform aus Hochfilzen in Österreich (M_2). Die Magnesitbriketts aus China werden mit einem Massengutschiff nach Rotterdam gebracht, um dann weiter per LKW nach Andernach (Deutschland) transportiert zu werden, wo die Briketts zerkleinert werden. Der Magnesitstaub aus Hochfilzen wird per LKW direkt nach Mörschbach gebracht. Die Route der einzelnen Stoffe wurde auf der Karte in Abbildung 2.2 und die Modularisierung in Abbildung 2.3 bereits abgebildet.

Mischungsanteil

Um die gleiche Wirkung wie eine Tonne Dolomit zu erzielen, wird die Zusammensetzung von RKM nach ihrem CaO-Gehalt wie folgt bestimmt:

Sekundärrohstoff	Variante (kg)	
	RKM ₁	RKM ₂
Reaktorkorn (RK)	600	510
M ₁ (Magnesitstaub Shanghai)	220	
M ₂ (Magnesitstaub Hochfilzen)		470
Summe	820	980

Tab. 2.3: Zusammensetzung von RKM

Rechenergebnisse

System 1: Produktions- und Bereitstellungsprozess

Die Bewertung der ökologischen Wirkungen in jeder Wirkungskategorie wurde mit Hilfe eines Excel-Tabellenblatts durchgeführt. Zuerst wird ein Life Cycle Inventory (LCI)-Tabellenblatt

vorbereitet, in dem der Anwender die unabhängigen Variablen Stoffmenge und Transportstrecke für jede Einzelsubstanz einsetzen kann. Unten in Tabelle 2.4 wird die LCI-Aufstellung am Beispiel des Moduls LUD-MÖRS (des Transportprozesses RK von Ludwigshafen nach Mörschbach) dargestellt.

RK :	0,6 t	=	0,327 m ³
Strecke:	99,1 km		

	Transport	Aufladen	Total
Input			
Dieserverbrauch	1,321	0,853	2,174 kWh
Ouput			
CO2	0,352	0,228	0,580 kg
CH4	7,64E-06	8,49E-06	1,61E-05 kg
N2O	3,70E-05	1,05E-05	4,74E-05 kg
SO2	1,02E-04	6,53E-05	1,67E-04 kg
CO	5,95E-04	7,90E-04	1,38E-03 kg
NOx	3,78E-03	3,10E-03	6,88E-03 kg
NMHC	3,06E-04	3,40E-04	6,45E-04 kg
Partikel	1,53E-04	3,76E-04	5,28E-04 kg
HCl	1,27E-07	1,34E-06	1,47E-06 kg
NH3	2,21E-06	8,49E-06	1,07E-05 kg
Formaldehyd	2,55E-05	2,81E-05	5,36E-05 kg
Benzol	5,95E-06	6,53E-06	1,25E-05 kg
Benzo(a)pyren	8,58E-10	5,55E-10	1,41E-09 kg
TCDD-TÄ*	6,80E-15	4,25E-15	1,10E-14 kg

Tab. 2.4: Life Cycle Inventory im MODUL LUD-MÖRS

Die weißen Zellen zeigen die Zellen in der Tabelle an, in die ein Inputwert eingesetzt werden muss. Alle anderen Werte werden automatisch mit den entsprechend programmierten Rechengängen kalkuliert.

0,6 Tonnen ist der Mischanteil von RK in der Sekundärrohstoffmischung RKM, der benötigt wird, um ein funktionales Äquivalent für 1 Tonne Dolomit zu erzielen (siehe Tabelle 2.3) und 99,1 km entspricht der Strecke, die zurückgelegt werden muss, um RK von Ludwigshafen nach Mörschbach zu transportieren. Die Entfer-

nung wurde nach <http://easytour.dr-staedtler.de> berechnet.

Der Dieserverbrauch und die daraus freigesetzten Emissionen während des Transports wurden nach BORKEN et al. (1999) mit den folgenden Annahmen berechnet: die LKWs fahren mit 50% Auslastungsgrad (ALG) und der Energieverbrauch, der durch den LKW-Transport verursacht wird, wird auf einem gewichteten Mittel aller Straßenkategorien (Autobahn, außerorts, innerorts) berechnet.

Bei einem LCA sollte folgendes angemerkt werden: Der Energieverbrauch bzw. die Emissionen des LKW-Transports von Ludwigshafen nach Mörschbach werden dem speziell betrachteten Transportgut jeweils anteilmäßig zugerechnet – auf 4,3% des Transportguts (0,6 t von insgesamt 14 t Ladung) entfallen also 4,3% des gesamten Energieverbrauchs bzw. der Emissionen. Die 14 t Ladung entsprechen einer halben LKW-Zuladung (BORKEN et al., 1999).

Bei dem Transport des RK von Ludwigshafen nach Mörschbach wird der Energieverbrauch für das Aufladen auf den LKW noch dazu berechnet. Die Kalkulation des Energieverbrauches beim Laden wurde nach dem Stoffvolumen durchgeführt. Als Datengrundlage für das Raummengengewicht der Stoffe dienen die Untersuchungsergebnisse von BIHL (2003).

Die Summen in der Spalte ganz rechts fließen dann in die nächsten Berechnungen ein, welche die Kategorieindikatoren jeder Wirkungskate-

gorie für den Transportprozess des RK von Ludwigshafen nach Mörschbach zeigen.

Die Tabelle der Charakterisierungsfaktoren (in der englischsprachigen Literatur characterisation factors) (Tabelle 2.6) beinhaltet die Multiplikationsfaktoren der einzelnen Stoffe gemäß ihren entsprechenden Äquivalenzfaktoren bezogen auf die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung, Versauerung, Eutrophierung, Terrestrische Ökotoxizität, Süßwasser-Aquatische Ökotoxizität, Süßwasser-Sedimentische Ökotoxizität und Humantoxizität.

No.	Stoffe	Menge (kg)
1.	CO ₂	5,80E-01
2.	CH ₄	1,61E-05
3.	N ₂ O	4,74E-05
4.	SO ₂	1,67E-04
5.	CO	1,38E-03
6.	NO _x	6,88E-03
7.	NMHC	6,45E-04
8.	Partikel	5,28E-04
9.	HCl	1,47E-06
10.	NH ₃	1,07E-05
11.	Formaldehyd	5,36E-05
12.	Benzol	1,25E-05
13.	Benzo(a)pyrene	1,41E-09
14.	TCDD-TÄ	1,10E-14

Tab. 2.5: LCI-Ergebnis im MODUL LUD-MÖRS

Wirk.kategorie	Stoffnummer*													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
GWP	1	21	310											
POCP		0,006			0,027	0,028					0,519	0,218		
AP				1		0,7			0,88	1,88				
EP						0,13				0,35				
TETP											1,60	2,40	1,20	
											E-05	E-01	E+04	
FAETP											8,40	8,80	2,10	
											E-05	E+01	E+06	
FSETP											6,40	2,50	6,80	
											E-05	E+02	E+08	
HTP				9,60		1,20	1,90	9,60		1,00	8,30	1,90	5,70	1,90
				E-02			E+03	E-02		E-01	E-01	E+03	E+05	E+09

*Bezieht sich auf Tabelle 2.6.

Tab. 2.6: Charakterisierungsfaktoren

Das LCI-Ergebnis in dem vorherigen Excel-Tabellenblatt (Tabelle 2.4) werden in die LCI-Ergebnistabelle (Tabelle 2.5) übertragen. Nach Multiplikation dieser Ergebnisse mit ihren jeweiligen Charakterisierungsfaktoren erhält man die Werte, die in der Tabelle 2.7 Kategorieindikatoren angegeben sind. Diese Werte

deuten die Gesamtwirkpotentiale der Stoffe in jeder Wirkungskategorie an.

Die anderen Module für die Sekundärrohstoffmischung RKM (siehe Abbildung 2.3) folgen ebenfalls diesem Beispiel. Alle Kategorieindikatorenergebnisse dieses Moduls münden in ein drittes Excel-Blatt (Tabelle 2.8), das die gesamten Module für RKM umfasst.

	Wirkungskategorie	Menge (kg)
Input:	Fläche	
	Ressourcen	
	Schweröl	
	Diesel	2,17E+00
	Strom	
Output:	GWP	5,95E-01
	POCP	2,61E-04
	AP	5,01E-03
	EP	8,98E-04
	TETP	6,71E-10
	FAETP	1,49E-07
	FSETP	4,29E-07
	HTP	1,26E+00

Das Modul in der oberen Hälfte ganz rechts in Tabelle 2.8 (Modul RKM – fett gedruckt) bezeichnet die aggregierten Werte jeder Wirkungskategorie für den Herstellungsprozess von RKM₁, der den Transport und das Laden des Reaktorkorns und des Magnesitbriketts aus Shanghai, das Brechen des Magnesitbriketts in Andernach und deren Mischung in Mörschbach umfasst. Das darunter stehende Modul RKM₂ (ebenfalls fett gedruckt) aggregiert die Inhalte der drei Module auf der linken Seite, und zwar die Module für die Sekundärrohstoffmischung RKM₂ mit der Beimischung Magnesitstaub aus Hochfilzen.

Tab. 2.7: Category Indicators im MODUL LUD-MÖRS

	MODUL M1 SHANG-ROT	MODUL M1 ROT-AND	MODUL AND	MODUL M1 AND-MÖRS	MODUL MÖRS	MODUL RK LUD-MÖRS	MODUL RKM1	
Fläche	0	0	0,5	0	0,5	0	1	Fläche
Stoffe	0	0	0	0	0,82	0	0,82	Stoffe
Schweröl	1,41E-03	0	0	0	0	0	1,41E-03	Schweröl
Diesel	4,10E-01	2,30E+00	8,21E-01	7,14E-01	2,49E+00	2,17E+00	8,91E+00	Diesel
Strom	0	0	7,92E-01	0	8,70E-01	0	1,66E+00	Strom
GWP	1,12E-01	6,30E-01	2,23E-01	1,95E-01	6,76E-01	5,95E-01	2,43E+00	GWP
POCP	6,01E-05	2,72E-04	1,20E-04	9,12E-05	3,63E-04	2,61E-04	1,17E-03	POCP
AP	1,10E-03	5,25E-03	2,17E-03	1,72E-03	6,58E-03	5,01E-03	2,18E-02	AP
EP	1,97E-04	9,41E-04	3,91E-04	3,09E-04	1,19E-03	8,98E-04	3,92E-03	EP
TETP	1,41E-10	7,06E-10	2,78E-10	2,27E-10	8,43E-10	6,71E-10	2,87E-09	TETP
FAETP	2,84E-08	1,57E-07	5,61E-08	4,88E-08	1,70E-07	1,49E-07	6,09E-07	FAETP
FSETP	8,21E-08	4,54E-07	1,62E-07	1,41E-07	4,91E-07	4,29E-07	1,76E-06	FSETP
HTP	3,19E-01	1,31E+00	6,37E-01	4,56E-01	1,93E+00	1,26E+00	5,91E+00	HTP

	MODUL M2 HOCH-MÖR	MODUL MÖRS2	MODUL RK2 LUD-MÖRS	MODUL RKM2	
Fläche	0	0,5	0	0,5	Fläche
Stoffe	0	0,98	0	0,98	Stoffe
Schweröl	0	0	0	0	Schweröl
Diesel	6,73E+00	2,98E+00	1,85E+00	1,16E+01	Diesel
Strom	0	1,04E+00	0	1,04E+00	Strom
GWP	1,85E+00	8,08E-01	5,06E-01	3,16E+00	GWP
POCP	7,33E-04	4,34E-04	2,22E-04	1,39E-03	POCP
AP	1,45E-02	7,87E-03	4,26E-03	2,66E-02	AP
EP	2,60E-03	1,42E-03	7,64E-04	4,78E-03	EP
TETP	1,99E-09	1,01E-09	5,71E-10	3,57E-09	TETP
FAETP	4,60E-07	2,03E-07	1,26E-07	7,90E-07	FAETP
FSETP	1,33E-06	5,86E-07	3,65E-07	2,28E-06	FSETP

Tab. 2.8: Modul-Aggregation

System 2: Ausbringungsprozess

Die Bewertung der ökologischen Wirkung bei der Ausbringung von RKM₁ und RKM₂ mit den drei verschiedenen Ausbringungsmitteln Düngerstreuer, Verblasegerät und Hubschrauber erfolgt ebenfalls mit Hilfe eines Excel-Programms. Tabelle 2.10 zeigt den Ressourcen- und Energieverbrauch und die daraus resultierenden Emissionen bei der Ausbringung von RKM₁ mit einem Düngerstreuer. Die Menge des ausgebrachten RKM₁ wird auf 2,46 Tonne festgesetzt, äquivalent mit 3 t/ha Dolomit, der standardmäßigen Ausbringungsmenge in Rheinland-Pfalz.

Daten über den Düngerstreuer wurden aus der Arbeit von BORKEN et al. (1999) für Großraum-Düngerstreuer übernommen. Nach dieser Arbeit fallen Düngerstreuer unter die Kategorienklasse Motornennleistung zwischen 70 und 110 kW mit der Laststufe B (normale Arbeit) (BORKEN et al. 1999). Die Ausbringleistung eines Düngerstreuers im Wald wird mit dem arithmetischen Mittelwert zwischen 6 und 24 t/

MAS auf 15 t/MAS festgelegt (SCHMIDT 1986, BEHRNDT 1988, KREMEIKE et al.1988).

Wie in dem vorigen LCI-Tabellenblatt, weisen die weißen Zellen auf Inputzellen, die vom Anwender fallspezifisch auszufüllen sind. Die Produktivität gehört auch zu diesen unabhängigen Variablen, weil es zur Zeit eine Reihe von verschiedenen Maschinen mit unterschiedlichen Produktivitäten gibt, die als Ausbringungsmittel eingesetzt werden können. Es liegt in der Hand des Unternehmers oder Waldbesitzers, welche Maschine er zur Kalkung verwenden möchte.

In Tabelle 2.9 wurde noch kein Wert für die Strecke von dem Mischort zum Wald und der Fläche, die zum Laden der Kalkungsmittel am Waldrand benötigt wird, eingesetzt. Diese Werte können später in der Praxis der konkreten Ausbringung eingegeben werden.

RKM-Ausbringung (2,46 t) mit Düngerstreuer

RKM:	2,46 t
Strecke*:	0 km
Produktivität:	15 t/h
Arbeitszeit:	9,84 min

	Transport	2x Laden**	Ausbringung	Total
Input				
Flächenverbrauch***				ha
Dieserverbrauch	0,000	7,469	17,13	24,598 kWh
Output				
CO2	0,000	1,999	4,557	6,556 kg
CH4	0,00E+00	7,44E-05	1,79E-04	2,53E-04 kg
N2O	0,00E+00	9,15E-05	4,75E-04	5,66E-04 kg
SO2	0,00E+00	5,72E-04	1,29E-03	1,87E-03 kg
CO	0,00E+00	6,92E-03	1,42E-02	2,11E-02 kg
NOx	0,00E+00	2,72E-02	4,75E-02	7,47E-02 kg
NMHC	0,00E+00	2,97E-03	7,40E-03	1,04E-02 kg
Partikel	0,00E+00	3,29E-03	4,13E-03	7,42E-03 kg
HCl	0,00E+00	1,17E-05	1,42E-06	1,31E-05 kg
NH3	0,00E+00	7,44E-05	2,90E-05	1,03E-04 kg
Formaldehyd	0,00E+00	2,46E-04	6,17E-04	8,63E-04 kg
Benzol	0,00E+00	5,72E-05	1,42E-04	1,99E-04 kg
Benzo(a)pyren	0,00E+00	4,86E-09	8,63E-09	1,35E-08 kg
TCDD-TÄ	0,00E+00	3,72E-14	8,63E-14	1,24E-13 kg

* Strecke zum Waldrand

** Aufladen auf LKW & Aufladen auf Ausbringungsmittel

*** zum Laden

Tab. 2.9: LCI im MODUL STREU/RKM₁

Die Gesamtwerte der Input- und Outputströme beim Transport zum Waldrand und Laden sowie bei der Ausbringung selbst wurden dann wie bei der Bewertung des RKM-Herstellungsprozesses in eine Tabelle der Kategorieindikatoren übertragen. Nachdem die Kategorieindikatoren jeder Wirkungskategorie berechnet worden waren, wurden sie mit den

Kategorieindikatoren im MODUL RKM₁ zusammenaddiert und dann im Vergleich mit allen anderen Sekundärrohstoffmischungen und der Referenzsubstanz Dolomit graphisch dargestellt.

Bewertung

System 1: Produktions- und Bereitstellungsprozeß

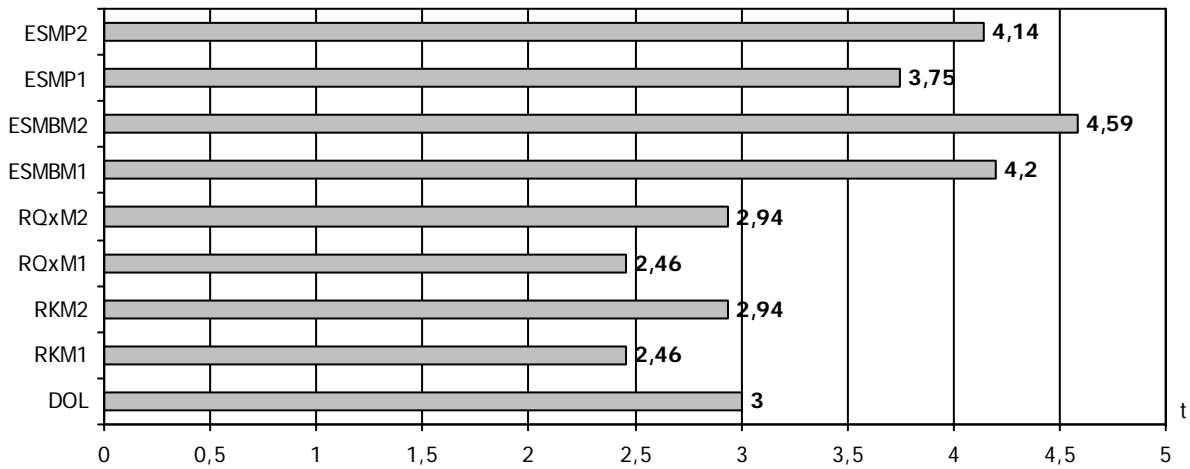


Abb. 2.4: Ressourcenverbrauch

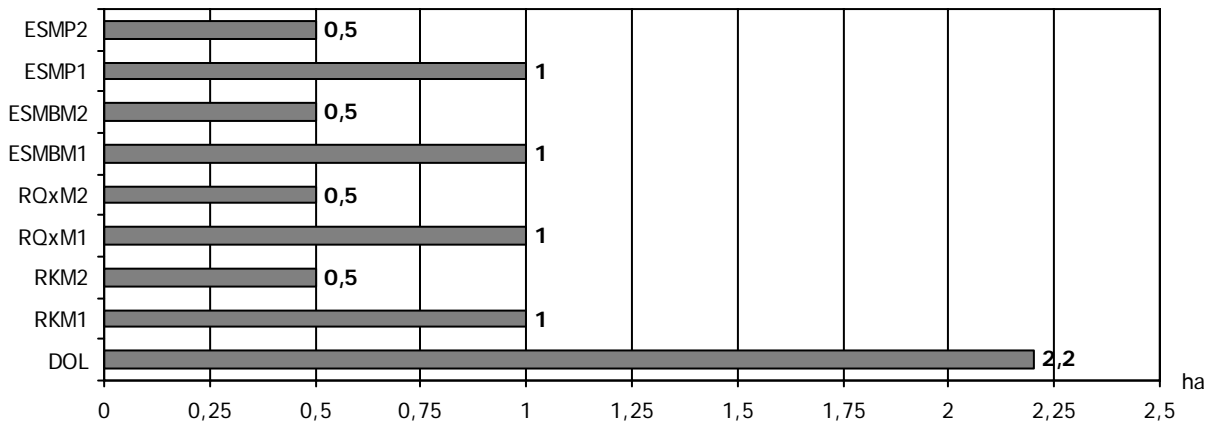


Abb. 2.5: Flächennutzung

Abbildung 2.4 und 2.5 stellt im Vergleich die Ressourcen- und Flächeninputs der verschiedenen Sekundärrohstoffmischungen und des Dolomits dar.

Das erste Diagramm (Abbildung 2.4) bildet den Ressourcenverbrauch der einzelnen Varianten in 3 t Dolomit-Äquivalenten ab. Es sind im Grunde nur die einzelnen Sekundärrohstoffe und der Kalkstein aufgeführt. Die Sekundärrohstoffmischungen mit der Beimischung Magnesitstaub aus Shanghai benötigen 0,5 ha

mehr Fläche zum Zerkleinern des Magnesitbrikketts in Andernach. Ansonsten beanspruchen die Sekundärrohstoffmischungen lediglich 0,5 ha für die Mischanlage in Mörschbach. Obwohl der Dolomit mit seinem durchschnittlichen 2,2 ha Kalkwerk ziemlich benachteiligt dasteht, muss angemerkt werden, dass ein Kalkwerk eine viel höhere Produktionskapazität hat als die Mischanlage in Mörschbach. Nach Angaben der Kalkwerke beträgt sie zwischen 140.000 und 320.000 Tonnen/Jahr (z.B. Voestalpine Stahl GmbH, <http://>

www.voestalpine.com, Leube Kalkwerk, http://www.sanierungsratgeber.de/archiv/2_2001/waermix.htm oder Müller Kalkwerk GmbH Co. KG, <http://www.jahrbuch-daun.de/VT/hjb1998/hjb1998.81.htm>). Die Mischanlage dagegen muss ihre Produktionsleistung auf die Menge der jährlich anfallenden Sekundärrohstoffe ausrichten. In Rheinland-Pfalz und im Saarland fallen jährlich über 20.000 t Kalk in Form von Reaktorkorn oder Enthärter Schlamm bei der Trinkwasseraufbereitung an (hierbei sind die Enthärterprodukte aus den Brauchwasseranlagen der Industrie noch nicht eingerechnet) (BIHL 2002).

System 1 und 2: Produktions- und Bereitstellungsprozess sowie Ausbringungsprozess

Die nächsten drei Balkendiagramme in Abbildung 2.6 bis 2.8 stellen den Energieinput bei der Herstellung der Sekundärrohstoffmischungen und Dolomit und ihrer Ausbringung mit Düngerstreuer, Verblasegerät und Hubschrauber pro 3 Tonnen Dolomit Äquivalenzen (Dol-Äq.) entsprechend pro Hektar Waldfläche vergleichend dar. Die fett gedruckten Zahlen an der rechten Seite jedes Balkens entsprechen der Summe des Energieverbrauchs für jede 3 t Dol-Äq. hergestellte und ausgebrachte Substanz.

Im Falle der Ausbringung mit dem Verblasegerät stammen die Daten für die Leistung des Gebläses (90 kW) von BORKEN et al. (1999). In der eigenen Studie wurde der von Borken untersuchte Anhängerspritzer einem Gebläse gleichgesetzt. Die Leistungsdaten für den Schlepper (45 kW) stammen von DENNINGER (1984). Die Ausbringleistung eines Verblasegeräts wird gemäß der Untersuchung von PRÜM (1986) auf die Maximummenge von 8 t/MAS (Maschinen Arbeit Stunde) festgesetzt. Die Angaben zum Energieverbrauch der Maschinen stützen sich auf die Arbeit von BORKEN et al. (1999). Hier wird das Gebläse als mittlerer Schlepper klassifiziert (Leistungsspektrum zwischen 70 und 110 kW) und der Schlepper als „Leichter Schlepper“ kategorisiert (Leistungsspektrum 40–70 kW). Beide arbeiten auf dem normal gestuften Lastpunkt B

(Lastpunkt B: Analog Anhängerspritze für das Gebläse und „Transporte im Feld und auf Feldwegen“ für den Schlepper). Bei der Ausbringung mit dem Hubschrauber liegen folgende Annahmen zu Grunde: Der Hubschrauber, der benutzt wird, ist vom Typ K-Max K-1200 mit einer Leistung von 1102 kW. Der Hubschrauber hat eine Ausbringleistung von 70 t/h und verbraucht 212,50 MJ Kerosin pro Minute (NOLTE 2000 und <http://www.helog-deutschland.ch/k-max.htm>).

In Abbildung 2.6 ist zu sehen, dass die Variante Dolomit bezüglich des Energieinputs bei der Ausbringung mit Düngerstreuer am schlechtesten abschneidet. Dies ist zum größten Teil durch den hohen Stromverbrauch bei der Herstellung des Dolomits verursacht (PATYK und REINHARDT 1997) und nicht wegen der Ausbringung. Die Literaturwerte müssen durch betriebsspezifische Daten ersetzt werden, sobald diese im Einzelfall vorliegen. Die Ergebnisse sind also im hohen Maße vom jeweiligen Produktionsverfahren abhängig.

Bei der Ausbringung mit den anderen Mitteln (Abb. 2.7 und 2.8) ist Dolomit allerdings die nächstbeste Alternative nach den Reaktorkornvarianten. Die Variante Reaktorkorn Kalkkeim mit Magnesit (RKM_1) hat in allen drei Kategorien den Vorteil, mit der geringsten Menge die gleiche Funktion wie alle anderen Alternativen erfüllen zu können. Bei ihrer Herstellung wird nur ein wenig mehr Strom verbraucht, um die Magnesitbriketts aus Shanghai zu zerbrechen, im Gegensatz zu den Mischungen mit Magnesitstaub aus Hochfilzen. Das Handling mit den Enthärter Schlamm-mischungen (ESMBM und ESMP) verbraucht die meiste Energie, da diese vor der Ausbringung mit Verblasegerät und Hubschrauber zunächst mit einer strombetriebene Mahltrocknungsmaschine mit einem Energiebedarf von 49,7 kWh/t gemahlen und dann getrocknet werden müssen (PATYK und REINHARDT, 1997). Andernfalls würden diese Mischungen wegen ihres hohen Wassergehalts während der Ausbringung verklumpen.

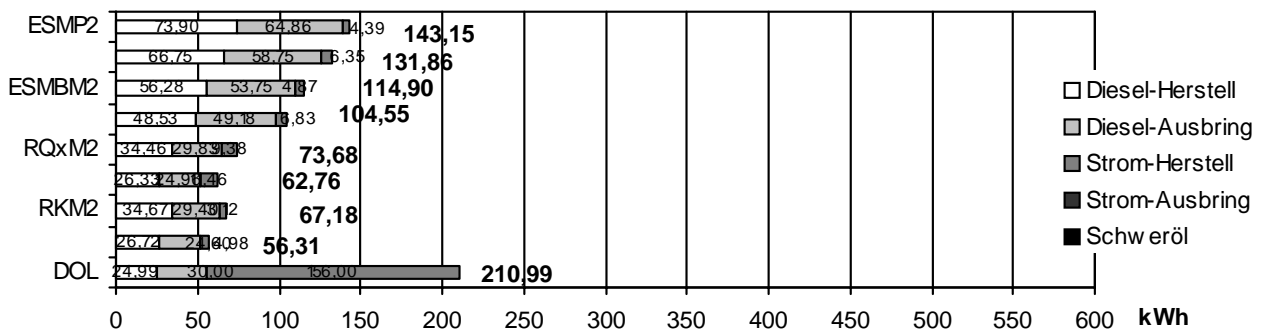


Abb. 2.6: Energieinput bei der Herstellung und Ausbringung mit Düngerstreuer

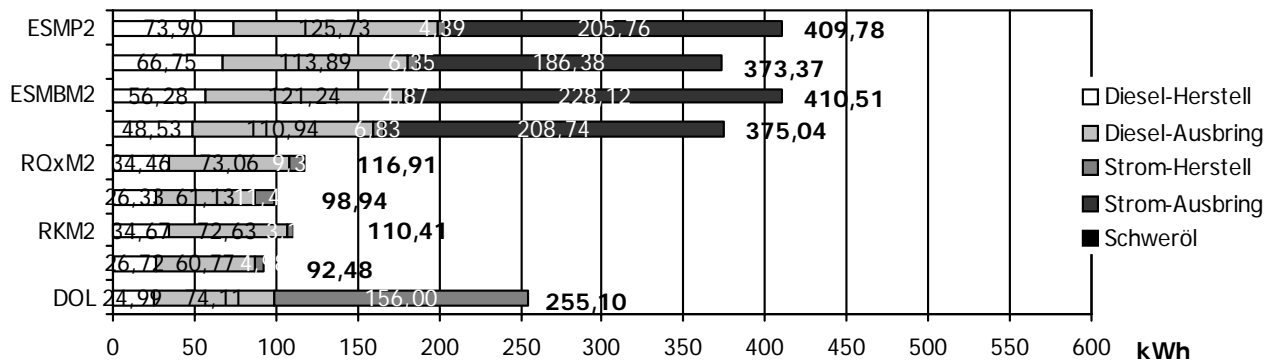


Abb. 2.7: Energieinput bei der Herstellung und Ausbringung mit Verblasegerät

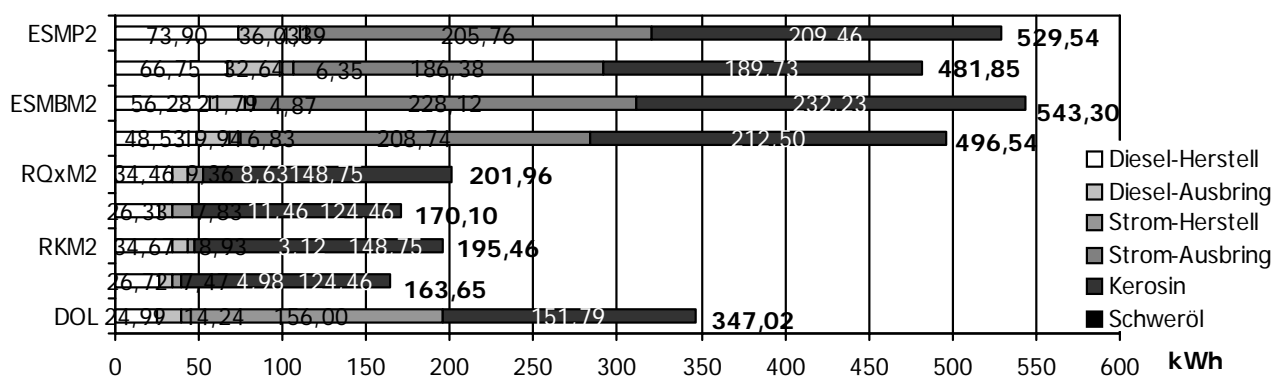


Abb. 2.8: Energieinput bei der Herstellung und Ausbringung mit Hubschrauber

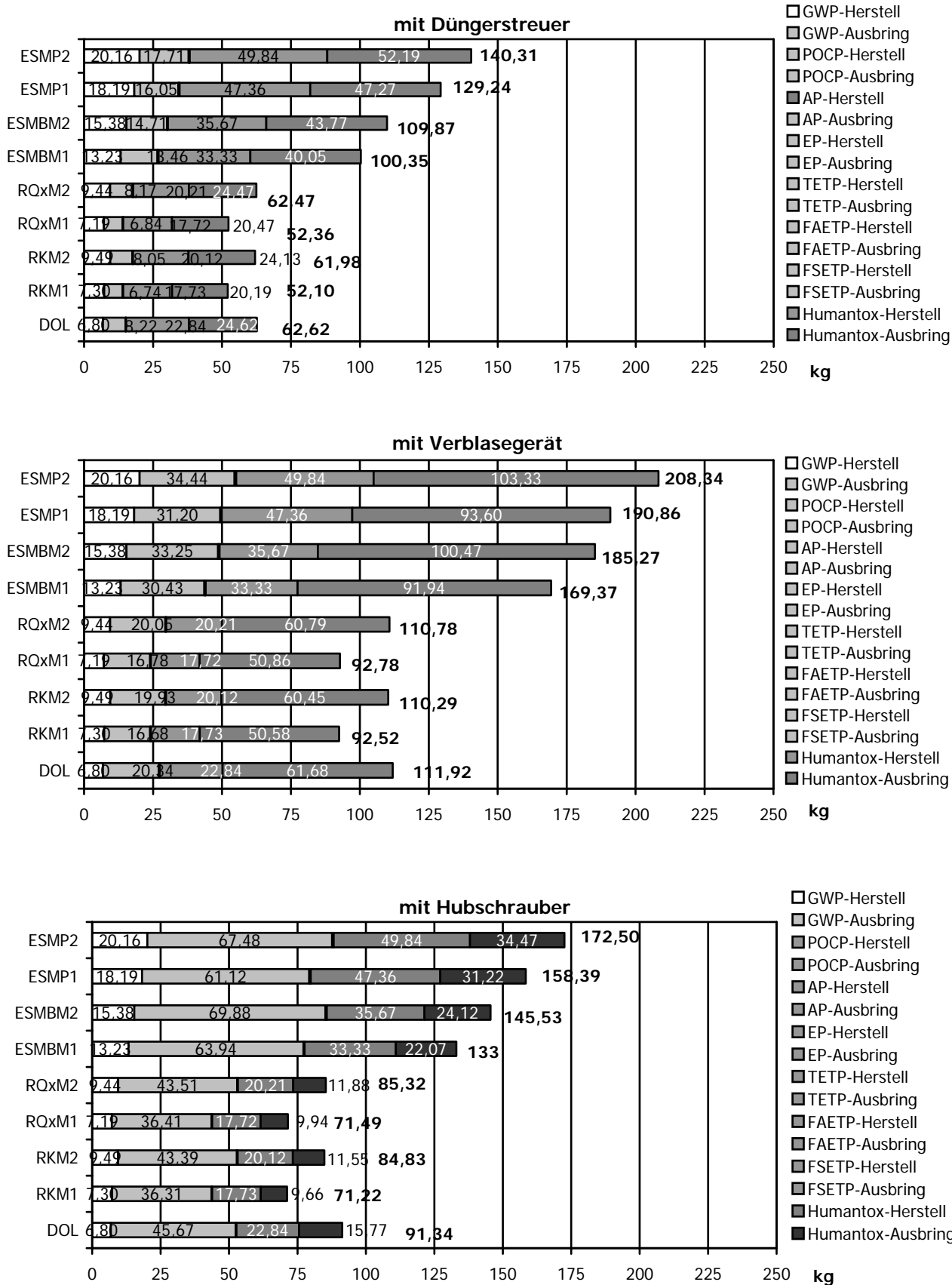


Abb. 2.9: Emissionsvergleich bei der Herstellung und Ausbringung

In Abbildung 2.9 (Seite 96) wird die andere Seite des Stoffstroms, die Emissionsseite, dargestellt. Von den 8 Wirkungskategorien sind insbesondere die Wirkungskategorien „Treibhauseffekt“ und „Humantoxizität“ entscheidungsrelevant. Die Emissionen in den anderen 6 Wirkungskategorien (Photooxidantien Bildung, Versauerung, Eutrophierung, Terrestrische Ökotoxizität, Süßwasser-Aquatische Ökotoxizität, und Süßwasser-Sediment Ökotoxizität) sind so gering, dass man sie in der Graphik nicht erkennen kann.

Die Emissionen beim Herstellungsprozess werden lediglich vom Diesel-Energieverbrauch beim Transport und dem Auf- und Ausladen verursacht. Als Datenquelle für die Emissionen beim Transport und Laden diente BORKEN et al. (1999). Daten für Emissionen bei der Ausbringung mit Verblasegerät und Düngerstreuer stammen ebenfalls aus den Arbeiten von BORKEN et al. (1999).

Angaben zu inventargebundenen Emissionen bei der Hubschrauberausbringung (wie CO₂, SO₂ und HCl und Emissionen weiterer Schadstoffe, die zumindest nur teilweise vom Betriebszustand abhängen, wie N₂O, NH₃, Benzo(a)pyren und andere TCDD-TÄ (Tetrachlordibenzo-p-dioxin toxische Äquivalenz) basieren auf der Arbeit von BORKEN et al. (1999). Vom Betriebszustand abhängige Emissionen (wie CO, NO_x, CH₄, Benzol, Formaldehyd und die restlichen NMHC-Emissionen) wurden nach Daten des Bundesamts für Zivilluftfahrt in Bern und EMEP/CORINAIR, ein Projekt der European Environment Agency (EEA), berechnet: Vom Betriebszustand abhängige Emissionen des Hubschraubers. Ausgenommen ist der Emissionsfaktor für Partikel.

Die geringe Wirkung des Hubschraubers auf die Wirkungskategorie Humantoxizität, trotz seines beträchtlichen Potenzials, den Treibhauseffekt zu steigern, lässt sich dadurch erklären, dass die verbesserte Technologie eines kerrosinbetriebenen Triebwerks einen geringeren Schadstoffausstoß von NO_x und Nicht-

Methan-Kohlenwasserstoffen ermöglicht, als mit einem dieselbetriebenen Triebwerk

In Abbildung 2.9 (Seite 96) wird deutlich, dass die Emissionsseite eng mit dem Diesel-Energieverbrauch in Verbindung steht. Je mehr Diesel verbraucht wird, desto mehr Emissionen werden freigesetzt. Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass die Sekundärrohstoffmischung Reaktorkorn mit der Beimischung Magnesitstaub aus China die wenigsten Emissionen freisetzt, gefolgt von der Sekundärrohstoffmischung Reaktorkorn mit der Beimischung Magnesitstaub aus Hochfilzen sowie vom Dolomit. Wie in Abbildung 2.8 schneiden die Enthärter Schlamm- Sekundärrohstoffmischungen am schlechtesten ab, einerseits wegen ihrer hohen Dol-Äquivalent-Menge zum Laden und Ausbringen und andererseits wegen der langen Transportstrecken der zu mischenden Sekundärrohstoffe Enthärter Schlamm, Magnesitstaub und Bimsmehl bzw. Perlitestaub. Zum Vergleich: Der Enthärter Schlamm und der Perlitestaub (als Alternative zu Reaktorkorn) müssen zusammen über 323,9 km transportiert werden, während der Reaktorkorn Kalkkeim nur 99,1 km von Ludwigshafen nach Mörschbach zurücklegt. Wird der Enthärter Schlamm nahe am Mischort gewonnen, bzw. bei einer Vor-Ort gemischt, so führt dies zu einem deutlich günstigeren Ergebnis.

Die zusammenfassende Darstellung der ökologischen Wirkungen anhand der vier Hauptwirkungskategorien Ressourcenverbrauch, Flächennutzung, Energieinput und freigesetzte Emissionen soll folgend mit dem sogenannten *ökologischen Fingerabdruck* (Abb 2.10) geschehen. Die Punktzahl 1 wurde in allen Wirkungskategorien für die Referenz Dolomit vergeben und alle anderen Alternativen dazu relativ bewertet.

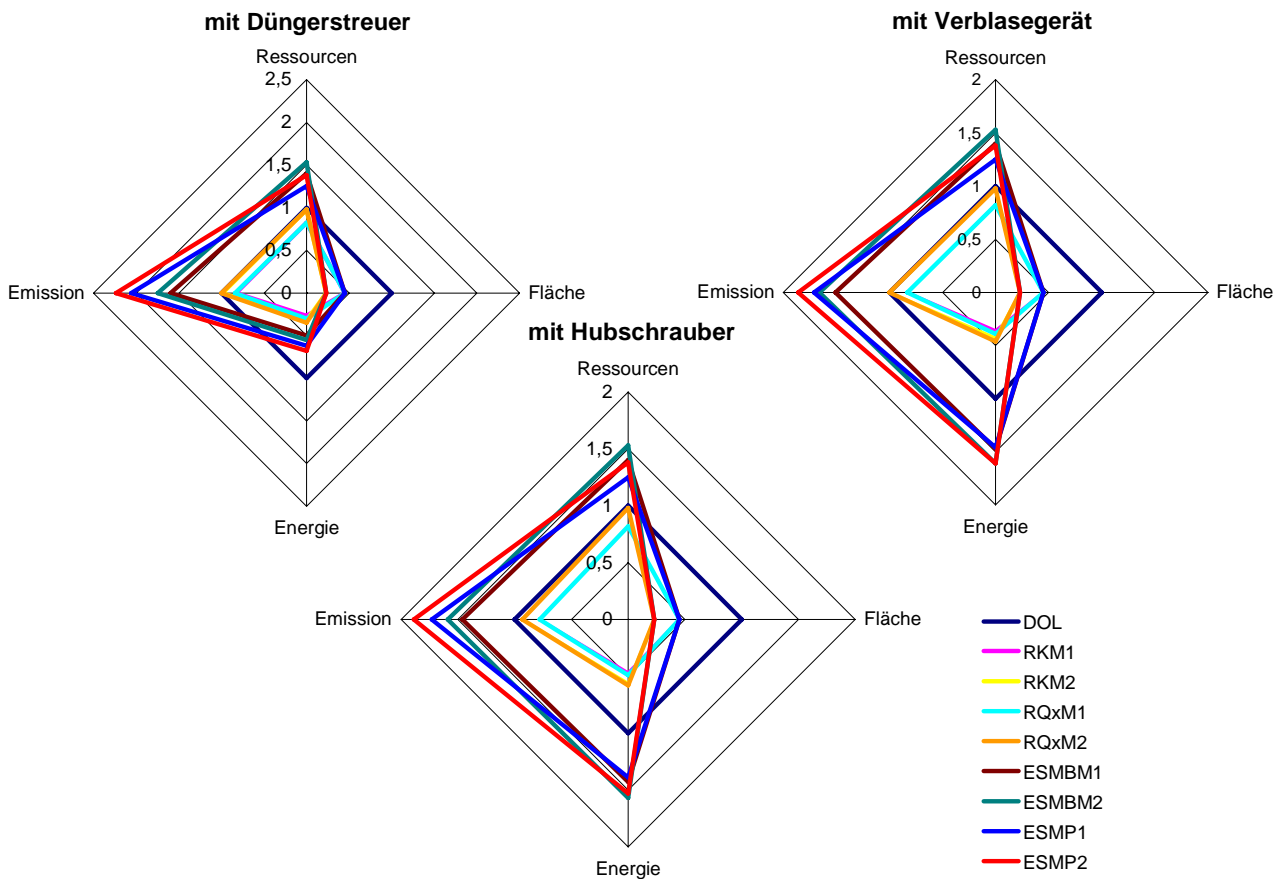


Abb. 2.10: Der ökologische Fingerabdruck

2.5 Die ökonomische Bewertung

2.5.1 Kostenfunktion der Sekundärrohstoffmischungen

Produktion der Sekundärrohstoffmischungen für verschiedene Produktionsmengen pro Jahr dar.

Abbildung 2.11 zeigt ein Schema von ARMSTRONG (2001) zur Klassifikation der Gesamtkosten. Tabelle 2.10 stellt die Stückkosten der

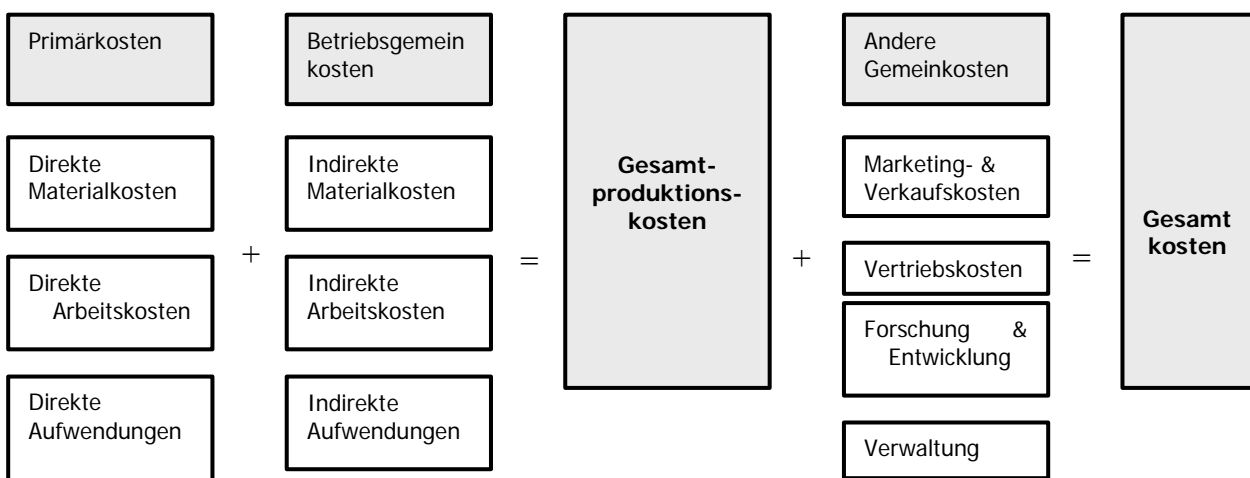


Abb. 2.11: Die Zusammenstellung der Gesamtkosten (ARMSTRONG, 2001)

Menge t	Produktionskosten/ Einheit €/ t	Andere Gemeinkosten €/ t	Stückkosten €/ t
5.000	5,90	0,10	6,00
10.000	4,65	0,10	4,75
20.000	4,05	0,10	4,15

Quelle: Firmen AHD Andernach und Raiffeisen Hunsrück, primäre Daten

Tab. 2.10: Stückkosten der Sekundärrohstoffmischungen für jährliche Produktionsmengen

Als Folge des sogenannten *degressiven Effekts* (COENENBERG 1992) verringern sich die Produktionskosten pro Stück und die Stückkosten mit der Zunahme der hergestellten Menge. Der degressive Effekt ist Folge der Verteilung der

fixen Kostenanteile auf höhere Stückzahlen. Das führt dazu, dass die Kostenkurve (Stückkosten über Menge) wie in Abbildung 2.12 dargestellt aussieht:

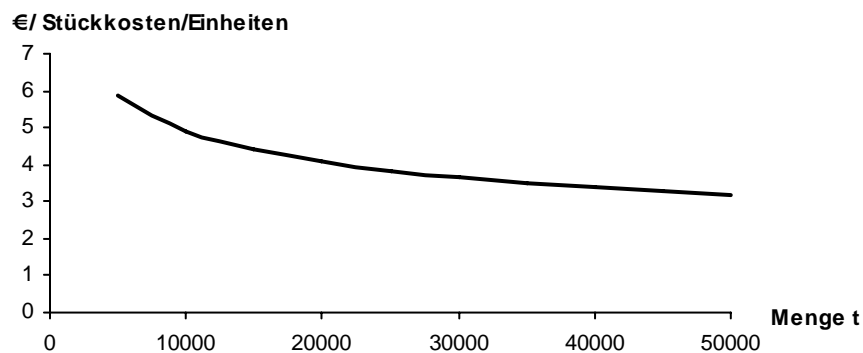


Abb. 2.12: Kostenkurve der Sekundärrohstoffmischungen

2.5.2 Zusätzliche und negative Kosten der Sekundärrohstoffmischungen

Neben den Stückkosten, die die Kosten des Mischprozesses der einzelnen Stoffe und die übrigen Gemeinkosten pro Stück darstellen, gibt es zusätzliche Kosten, die den Gesamtstückkosten der Endmischungen zuzurechnen sind. Dies sind die Materialkosten der einzelnen Stoffe und die Transportkosten jeden Stoffes vom jeweiligen Ursprungsort zu der Mischanlage in Mörschbach. Eine weitere besondere Kostenart, die den Mischungen mit den Stoffen RQ und M (Shanghai) zugerechnet werden muss, sind die Mahlkosten der beiden Stoffe in Mörschbach bzw. in Andernach.

Vor der Verwendung der Mischungen für Kalkulationen muss ein Mahltrocknungsprozess speziell für die Sekundärrohstoffmischungen ESMBM und ESMP durchgeführt werden. Dies hat den Zweck, Verklumpungen aufgrund des hohen Wassergehalts der zwei Mischungen während der Kalkung zu vermeiden. Die Kosten für diesen Prozess stellen ebenfalls Zusatz-

kosten dar, die den Gesamtkosten hinzugerechnet werden müssen.

Den zusätzlichen Kosten stehen Kostenersparnisse gegenüber, was den Sekundärrohstoffmischungen positiv zugerechnet werden muss, weil sie die Gesamtkosten verringern. Diese „negativen“ Kosten sind die Deponiekosten der Sekundärrohstoffe im Falle der Nichtnutzung dieser Stoffe als Produktionsfaktoren.

2.5.3 Kostenklassifizierung von Dolomit

Daten für die Kosten von Dolomit pro Tonne wurden von der Firma TKDZ GmbH Wellen bereitgestellt. Bei der derzeitigen Produktions- und Absatzmenge betragen hier die Gesamtkosten für den Dolomit 6,20 €/t. Die Gemeinkostenkalkulation rechnet den Gesamtproduktionskosten eine bestimmte proportionale Rate zu zwecks Berücksichtigung weiterer Gemeinkosten. Der Aufbau der Gesamtkosten wurden dann nach dem Schema in Abbildung 2.13 hergeleitet.

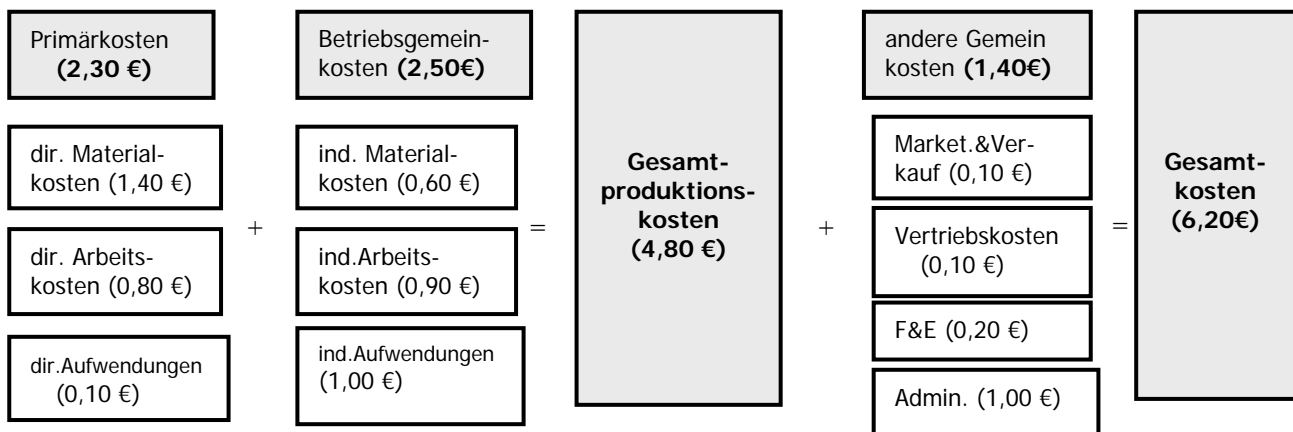


Abb. 2.13: Die Kostenzusammenstellung pro Tonne Dolomit

2.5.4 LCC der Sekundärrohstoffmischungen im Vergleich zu Dolomit

Untersuchung:	1	Jahr(e)
Kostenanstieg:	3	%
Diskontrate:	8	%

Anteil der Sekundärrohstoffe (%)

	Reaktorkorn	Ent. Schlamm	Magnesitstaub	Bimsmehl	Perlitestaub	Summe (t)
RKM1	0,73		0,27			0,82
RKM2	0,52		0,48			0,98
RQxM1	0,73		0,27			0,82
RQxM2	0,52		0,48			0,98
ESMBM1		0,66	0,16	0,18		1,4
ESMBM2		0,53	0,31	0,16		1,53
ESMP1		0,74	0,18		0,08	1,25
ESMP2		0,59	0,34		0,07	1,38

-1	-2	-3	-4	-5	-6	-7
Variante	Produktion	Gesamtkosten	Zusatzkosten	negative Kost.	UPV-Faktor	LCC
	t/a	€/t	€/a	€/a		€/t Dol-Äq
Dolomit	20000	6,2			0,95	118.259,26
RKM ₁	16.400	4,29	903.968	194.545	0,95	743.649,76
RKM ₂	19.600	4,09	490.000	165.620	0,95	385.822,62
RQxM ₁	16.400	4,29	1.370.876	194.545	0,95	1.188.941,65
RQxM ₂	19.600	4,09	887.488	165.620	0,95	764.908,40
ESM ₁ BM	28.000	3,72	975.520	584.430	0,95	472.381,48
ESM ₂ BM	30.600	3,64	558.756	513.544,50	0,95	149.228,63
ESM ₁ P	25.000	3,84	13.455.100	578.125	0,95	822.912,22
ESM ₂ P	27.600	3,74	908.619,60	508.875	0,95	479.588,49

Zusätzliche Kosten/Nutzen der Sekundärrohstoffe*

Stoffe	Materialkost.	Transportkost.	Deponie (-)	Mahlkosten
	€/t	€/t	€/t	€/t
RK	5	8	16,25	
M(Shanghai)	120	8	0	41
M(Leoben)	10	28	0	
RQ	3	8	16,25	41
ES	0	8	31,25	
BM	7	7	1,375	
P	130	88,3	0	

*Quelle: Firmen AHD Andernach und Europe Commerce

Tab. 2.11: LCC-Kalkulation

Die schwarz umrandeten Zellen in Tabelle 2.11 weisen auf Felder hin, die manuell von dem Bewerter fallspezifisch mit einem Wert ausgefüllt werden müssen. Die übrigen Zellen stellen automatisch Ergebnisse als Resultat der Berechnung der Inputwerte dar. In Tabelle 2.11 ist ein Untersuchungszeitraum von einem Jahr unterstellt. Der geschätzte jährliche Kostenanstieg wurde bei 3% und der Diskontsatz bei 8% festgelegt. Die erste Tabelle beinhaltet den einzelnen prozentualen Anteil der Sekundärrohstoffe in jeder Mischung und das Gewicht jeder Mischung pro Tonne Dol-Äq.

Wenn wir das LCC der Sekundärrohstoffmischungen mit einer jährlichen Produktionsrate

$$(3) \quad \underbrace{= 58,333764 \times (2)^{-0,27139652}}_{\text{Stückkostenfunktion}} + \underbrace{0,1}_{\text{andere}}$$

$$(4) \quad \text{für } RKM_1 = (\text{Material- und Transportkosten von RK} \times 0,73 \times (2)) + (\text{Material- und Transportkosten von } M_1 \times 0,27 \times (2)) + (\text{Mahlkosten von } M_1 \times 0,27 \times (2))$$

$$\underbrace{\hspace{10em}}_{M_1\text{-Anteil in RKM}}$$

$$(5) \quad \text{für } RKM_1 = (\text{Deponiekosten von RK} \times 0,73 \times (2)) + (\text{Deponiekosten von } M_1 \times 0,27 \times (2))$$

$$(6) \quad \frac{(1+e)}{(d-e)} \left(1 - \frac{(1+e)^n}{(1+d)^n} \right)$$

wo e = die jährliche Kostenanstiegsrate
 d = Diskontsatz
 n = Dauer der Untersuchungsperiode

$$(7) = ((2) \times (3) \times (6)) + ((4) \times (6)) - ((5) \times (6))$$

von 20.000 Tonnen Dolomit-Äquivalenten und unter der Bedingung, dass die Gesamtproduktionskosten zuzüglich anderer Gemeinkosten 6,20 €/t betragen, berechnen möchten, dann lassen sich die kalkulierten Werte wie folgt erläutern (Zahlen in Klammern beziehen sich auf Spaltennummer in Tabelle 2.11)

(2) für Reaktorkorn Kalkkeim mit Magnesit (RKM_1) = 0,82 x 20.000. 0,82 entspricht dem funktionalen Äquivalenzfaktor von RKM_1 gegenüber Dolomit. Die Berechnungen der anderen Sekundärrohstoffe folgen diesem Beispiel, jeweils mit ihrem entsprechenden Dol-Äq.-Faktor.

In Tabelle 2.12 werden die Gesamt-LCC berechnet. Dieses Gesamt-LCC rechnet die Kalkungskosten, die nach drei verschiedenen Maschinentypen differenziert sind, zu dem in der

Tabelle 2.11 des Excel-Tabellenblatts ermittelten LCC hinzu.

Helikopter:	48,72 €/t		
Verblasegerät:	32,72 €/t		
Düngerstreuer:	25 €/t		
TLCC (plus lime dressing cost)			
-1	-2	-3	-4
Varianten	mit Helikopter	mit Verblasegerät	mit Düngerstreuer
	€	€	€
Dolomite	1.092.659,26	772.659,26	618.259,26
RKM1	1.542.657,76	1.280.257,76	1.153.649,76
RKM2	1.340.734,62	1.027.134,62	875.822,62
RQxM1	1.987.949,65	1.725.549,65	1.598.941,65
RQxM2	1.719.820,40	1.406.220,40	1.254.908,40
ESMBM1	1.962.541,48	1.514.541,48	1.172.381,48
ESMBM2	1.777.760,63	1.288.160,63	914.228,63
ESMP1	2.153.412,22	1.753.412,22	1.447.912,22
ESMP2	1.948.460,49	1.506.860,49	1.169.588,49

Tab. 2.12: Total Life Cycle Costing

$$(2) = \underbrace{(\text{Tab.1/7})}_{\text{Spalte 7 in Tabelle 2.11}} + \underbrace{(\text{Hubschrauberkosten} \times (\text{Tab.1/2}))}_{\text{Spalte 2 in Tabelle 2.11}}$$

Spalte 7 in Tabelle 2.11

Spalte 2 in Tabelle 2.11

$$(3) = (\text{Tab.1/7}) + (\text{Verblasegerätkosten} \times (\text{Tab.1/2}))$$

$$(4) = (\text{Tab.1/7}) + (\text{Düngerstreuerkosten} \times (\text{Tab.1/2}))$$

Zusätzlich 4,5 €/t (Arithmetischer Mittelwert zwischen 3 und 6 €/t (Klose, pers. Mitteilung und WISO Uni Dortmund, http://www.wiso.uni-dortmund.de/lsg/ibl/dienst/de/textonly/content/eb_6_0/eb_6_1/files/ibl_vi.pdf) Mahltrocknungskosten wurden zu den weiß hervorgehobenen Kalkulationen aufaddiert. Der Grund dafür besteht in der Ver-

meidung von Verklumpungen während der Ausbringung der Enthärter Schlammvarianten.

Zum Schluss präsentiert Abbildung 2.14 zusammenfassend die Life-Cycle-Kosten der untersuchten Varianten.

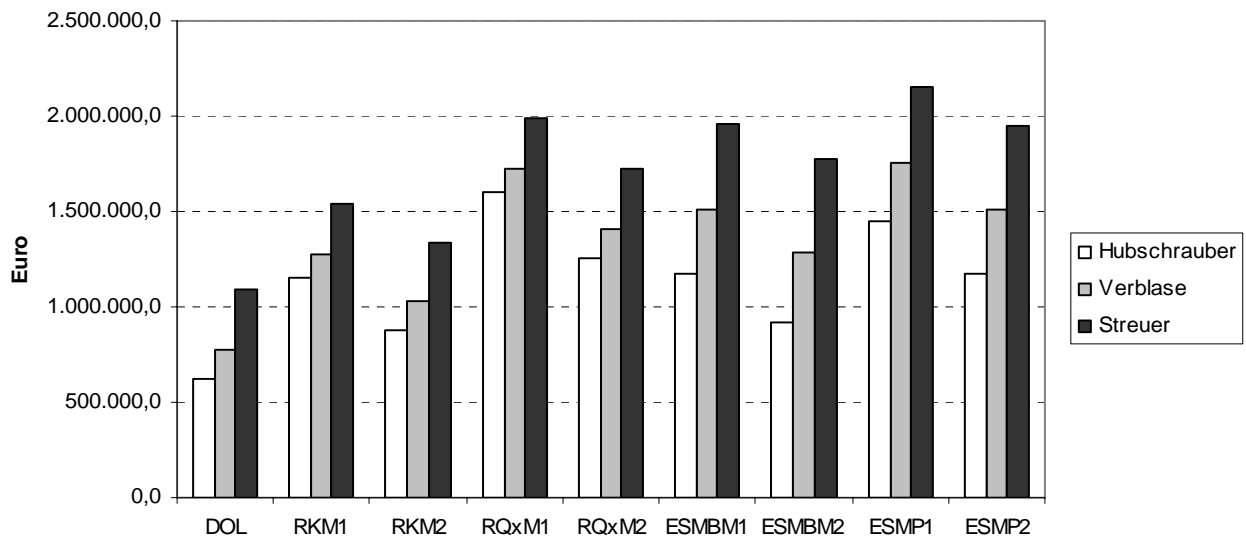


Abb. 2.14: Life Cycle Costs der Sekundärrohstoffe im Vergleich mit Dolomit

2.6 Schlussbemerkungen

1. Die präsentierten Ergebnisse haben nur für die aktuelle Entscheidungssituation in Rheinland-Pfalz Gültigkeit. Wie bereits verschiedentlich erläutert, sind die Kalkulationshilfen so gestaltet, dass vergleichsweise einfache Berechnungen für andere Bewertungssituationen durchgeführt werden können. Die Fallstudie ist allerdings auch geeignet, mittels Sensitivitätsanalysen aufzuzeigen, welche Faktoren in besonderer Weise entscheidungsrelevant sind.
2. Ein erster die Untersuchungsergebnisse maßgeblich beeinflussender Faktor ist die Auswahl des Referenzproduktes (Dolomit). Anhand einer Sensitivitätsanalyse kann gezeigt werden, dass mit einem neuen Referenzprodukt, das andere Eigenschaften (andere Reaktivität, andere CaO- und MgO-Gehalte) besitzt, auch ein anderes Untersuchungsergebnis folgt. Das neue Referenzprodukt verändert nämlich die funktionsäquivalenten Stoffzusammensetzungen der Sekundärrohstoffmischungen. Und die Veränderung dieser jeweils benötigten Mengen führt wiederum zu einer Veränderung des Energieverbrauchs und der daraus resultierenden Emissionen bei der Beschaffung der einzelnen Beimischungen.
3. Der zweitwichtigste Aspekt, der das Untersuchungsergebnis beeinflusst, sind die Transportstrecken. Die gesamten hier untersuchten Systeme sind in ihren Umwelt- wie Kostenauswirkungen maßgeblich durch Transportvorgänge geprägt. Die LCI-Ergebnisse der Sekundärrohstoffmischungen sind maßgeblich auf den Energieverbrauch und die daraus resultierenden Emissionen während des Transports zurückzuführen. Aus Umwelt- wie Kostengründen sollten Mischanlage und die Ursprungsorte der einzelnen Sekundärrohstoffe möglichst nah beieinander liegen.
4. Zur kritischen Würdigung der Untersuchungsergebnisse sollen hier nochmals die Bestimmung der Systemgrenzen sowie die Auswahl der Wirkungskategorien und ihrer Indikatoren betrachtet werden. Theoretisch scheint es eindeutig, wie man die Systemgrenzen eines Produktionsprozesses definiert: Alle Umweltwirkungen, die durch die Aktivitäten eines Unternehmens oder durch einen Produktionsprozess verursacht oder verändert werden, sollten in das betrachtete System einbezogen werden. Aber in der Be-

wertungspraxis taucht das Problem auf, dass jeder Prozess und jedes Unternehmen mit anderen Prozessen und Unternehmen durch sämtliche *upstream* und *downstream* Prozesse verbunden ist, so dass für die verschiedensten Bewertungszwecke eine umfassende Analyse notwendig ist (SCHALTEGGER et al. 1996). Jede Untersuchung vergleichbar mit vorliegender steht vor dem Problem der „problemadäquaten“ Festlegung der Grenzen des Systems. In dieser Untersuchung wurde diese Festlegung durch ein Expertenpanel begleitet, um eine möglichst umfassende und wissenschaftlich legitimierte Systembetrachtung zu garantieren. Anderenfalls bieten die ISO 14041 und andere Studien über LCA (z.B. SCHALTEGGER und STURM 1994) eine Reihe von Kriterien, anhand derer die Systemgrenzen bestimmt werden können.

5. Das gleiche gilt für die Auswahl der Wirkungskategorien und ihrer Indikatoren. Es gibt keine standardisierte Wirkungskategorienkataloge und -indikatoren, mit denen man jede beliebige LCA durchführen kann. Die Auswahl sollte fallspezifisch angepasst werden, und die Begleitung durch ein Expertenpanel wird auch hier empfohlen. Wichtig ist, dass in jeder LCA-Analyse diese Auswahl und auch die Quellen der Charakterisierungsfaktorentabelle transparent und offen dargelegt werden
6. Aus den vorgestellten Ergebnissen dieses Teilprojektes wurde ein benutzerfreundliches Softwareprogramm entwickelt. Das Softwareprogramm ist gezielt für die Unterstützung von betriebswirtschaftlichen Entscheidungen gedacht, insbesondere für solche aus dem Bereich der Düngemittelentwicklung und -anwendung für land- und/oder forstwirtschaftliche Zwecke. Die Verwendung von anderen im Markt zur Verfügung stehenden Softwareprogrammen wie Umberto, GaBi, EMIS, SimaPro, usw. ist selbstverständlich auch möglich. Die entwickelte Software ist so aufgebaut, dass auch Anwender ohne umweltwissenschaftlichen Hintergründe das Programm ganz leicht be-

dienen können. Das Programm ist nicht so aufwendig wie die meisten LCA-Softwares gestaltet, sondern speziell auf die Ansprüche der genannten Zielgruppe zugeschnitten.

7. Abschließend soll nochmals auf eine wesentliche Begrenzung der Untersuchung hingewiesen werden: die ökosystemaren Folgen in Subsystem 3 (Auswirkung im Wald) müssen vertieft untersucht werden. Eine Langzeitbeobachtung von fünf bis zehn Jahren auf dem Gelände des Freilandversuchs der Sekundärrohstoffalternativen ist notwendig, um die Langzeitwirkungen der verglichenen Alternativen zu untersuchen. Dabei muss gezeigt werden, ob die intendierten Langzeitwirkungen der Sekundärrohstoffmischungen mit denen eines Dolomits vergleichbar sind, ohne dass nichtintendierte schädigende Nebenwirkungen auftreten.

3. Zusammenfassung

Im Sinne der Kreislaufwirtschaft und auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten gewinnt der Gedanke des Einsatzes von Sekundärrohstoffen, die derzeit vielfach noch als Abfallstoffe deponiert werden müssen, auch im Waldbodenschutz zunehmende Bedeutung. Sekundärrohstoffe sind durch Recycling wiedergewonnene Rohstoffe. Die meisten Produkte können durch Recyclingverfahren wieder in den Produktionsprozess zurückgeführt werden. Notwendig sind allerdings vorgeschaltete Sortier- und Aufbereitungsschritte (<http://www.umweltdatenbank.de/lexikon.htm>). Abfälle im Sinne des Gesetzes sind alle bewegliche Sachen, deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz unterscheidet Abfall zur Verwertung und Abfall zur Beseitigung (KrW-/AbfG vom 27.9.1994, zuletzt geändert am 3.5.2000).

Aus Sekundärrohstoffen wurden in dem vorgestellten Projekt Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald entwickelt. Mit der in Rheinland-Pfalz und Saarland anfallenden Menge an Sekundärrohstoffen könnte etwa die Hälfte des jährlichen Kalkbedarfes für Waldbo-

denschutzmaßnahmen in diesen Ländern gedeckt werden.

Während des Projektzeitraums konnte durch die Aufnahme von Sekundärrohstoffen in die neugefasste Düngemittelverordnung aufgrund der Projektergebnisse ein erster Erfolg erzielt

Der erste Projektteil befasst sich mit der Erschließung von potentiellen Sekundärrohstoffen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald und mit der Untersuchung ihrer ökosystemaren Wirkungen im Wald.

In einem Vorversuch wurden verschiedene Sekundärrohstoffe einem Screening unterzogen. Aus den Ergebnissen der chemischen Analyse der Sekundärrohstoffe sowie der nach oberflächlicher Aufbringung auf Ah-Material mit Bestandesniederschlag erzeugten Sickerwässer und allgemeinen Beobachtungen wurden für Bodenschutzmaßnahmen im Wald geeignet erscheinende Sekundärrohstoffe und Mischungen daraus für weiterführende Untersuchungen selektiert.

Ökosystemare Wirkungen der Sekundärrohstoffmischungen wurden in unterschiedlich skalierten Versuchsanordnungen analysiert. In Kleinlysimeteranlagen mit Jungbuchen, einem Freilandversuch in einem nicht stickstoffgesättigten Buchen-Kiefern-Bestand auf Buntsandstein im Pfälzer Wald, in Perkolationsversuchen ungestörter und in Profil geschalteter Bodenproben und in einem Keim- und Wachstumsversuch mit Bucheckern wurde die Säurepufferung, positive Änderungen der Bodenlösungsschemie wie Anreicherung von Basizität und Verminderung von Aluminium- und Säurestress, möglichen Negativeffekten von Kalkung wie Nitrifikations- und Versauerungsschüben, Verbesserung der Pflanzenvitalität und -ernährung und der Einfluss auf die Bodenvegetation und das Auflaufverhalten von Bucheckern untersucht.

Sekundärrohstoffmischungen, die sich in den verschiedenen Untersuchungsschritten als geeignet erwiesen haben, bestehen jeweils aus Enthärterkalk und teilgebranntem Magnesitstaub. Als Enthärterkalke wurden zwei Reaktorkornvarianten aus der Schnellenthärtung mit

Kristallisationskeimen aus Quarz oder Kalk und ein Enthärter Schlamm aus der Langsamentkarbonisierung eingesetzt. Durch die Zugabe von Bimsmehl bzw. Perlitstaub wurde die Händelbarkeit des ansonsten sehr flüssigen Enthärter schlammes verbessert und gleichzeitig eine Kaliumquelle zugesetzt. Phosphor wurde zur Anregung der biologischen Aktivität in stark versauerten Waldböden durch Zugabe von Tiermehlasche aus der Monoverbrennung von Tierkörpermehl beigemischt.

Für den Einsatz als Puffersubstanzen oder Nährstofflieferanten im Wald haben sich die Reaktorkornkalke, Magnesitstaub und Bimsmehl bewährt. Diese Sekundärrohstoffmischungen haben eine hohe oberflächennahe Pufferkapazität.

Die Wirkungen von Mischungen auf der Basis von Reaktorkorn sind vergleichbar zu denjenigen des Naturproduktes Dolomit, welches bisher traditionell für Bodenschutzmaßnahmen im Wald eingesetzt wird. So verbessert sich die Basensättigung im Mineralboden nach dem Einsatz von Sekundärrohstoffen deutlich. Der Magnesitstaub zeigt trotz des nennenswerten Anteils an reaktivem MgO und der geringen Korngröße ökosystemverträgliche Wirkung. Die Magnesiumgehalte der Bodenlösungen werden bis in den Hauptwurzelhorizont erhöht. Die Magnesiumversorgung der Pflanzen verbessert sich signifikant. Die Aluminiumbelegung der Austauschere geht zurück. In den Reaktorkornvarianten erhöht sich die Stickstoffspeicherkapazität der Waldstandorte. Die Schwermetallmobilität im Boden wird reduziert. Pflanzenvitalitätskennwerte werden deutlich verbessert.

Durch die Kaliumzugabe über Bimsmehl oder Perlitstaub erhöht sich der Kaliumgehalt in der Bodenlösung. Die Pflanzenversorgung verbesserte sich jedoch nur unter dem Einfluss von Bimsmehl. Durch die silikatische Bindung der basischen Kationen besitzen diese Sekundärrohstoffe eine Depotwirkung. Sie werden entsprechend der Verwitterung freigesetzt.

Die Phosphoraufbringung mit der Tiermehlasche zeigte nicht die gewünschten Erfolge. Weder die Phosphorkonzentration in der Bo-

denlösung noch die mikrobielle Aktivität erhöht sich gegenüber der Kontrolle und den übrigen Mischungen, da Phosphor in der Tiermehlasche als schwerlösliches Hydroxylapatit vorliegt. Außerdem wurde besser lösliches Phosphat durch die Zugabe von Calcium in schwerlöslichem Calciumphosphat festgelegt. Ein geringer Anteil an Kalkmilch im Enthärter Schlamm führt zu einer initialen Überschussmineralisation mit Nitrat- und Protonenfreisetzung. Dieser Effekt kann in stickstoffgesättigten Systemen problematisch werden.

Im zweiten Projektteil sollen die Umweltauswirkungen unter Berücksichtigung des Energieeinsatzes einschließlich der notwendigen logistischen Verbindungen und der eingesetzten finanziellen Mittel hinsichtlich der Umweltschutzeffizienz gemessen und im Rahmen einer Produktlinienanalyse bewertet werden. Als Maßstab für die Bewertung dienen die konventionellen Puffersubstanzen, welche aus primären Rohstoffen veredelt, aber nicht regional differenziert und am Bedarf orientiert hergestellt werden.

Bei der Produktlinienanalyse werden alle Stoffströme (Input und Output orientiert) der Sekundärrohstoffe und der herkömmlichen Kalke über den gesamten „Lebensweg“ von der Entstehung bzw. Gewinnung über die jeweiligen Aufbereitung bis hin zur Ausbringung im Wald einschließlich deren Transport erfasst und bewertet.

Zur Folgenabschätzung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen wird eine fall-spezifische, entscheidungsorientierte Produktli-

nienanalyse verwendet. Die ökologischen und ökonomischen Aspekte werden zunächst getrennt voneinander bewertet. Erst am Ende der Analyse werden die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung nebeneinander präsentiert.

Für die Fallstudie wird dabei die Entscheidungssituation der Landesforsten Rheinland-Pfalz zugrunde gelegt. Bei der Entwicklung eines Tools zur Erstellung einer Produktlinienanalyse wurde daher besonderer Wert auf Benutzerfreundlichkeit und leichte, problemadäquate Anpassung durch die potentiellen Entscheidungsträger gelegt.

Die Vorgehensweise des ökologischen Teils beginnt mit einer Festlegung der zu untersuchenden Systemgrenzen sowie einer Auswahl von relevanten Wirkungskategorien und Indikatoren, anhand derer die Bewertung der Umweltauswirkung durchgeführt wird. Die Auswahl der Wirkungskategorien und ihrer Indikatoren erfolgte dabei unter Mithilfe eines Experten-Panels, welche maximal fünfzehn Wirkungskategorien ausgewählt und deren Indikatoren und Grenzwerte festgelegt hatte. Darauf aufbauend werden die Sekundärrohstoffe mittels Life Cycle Assessment untersucht. Alle verwendeten Daten stammen aus dem Projekt selbst und aus den persönlichen Kontakten mit Unternehmen, die an dem Projekt beteiligt wurden. Abschließend werden die Berechnungsergebnisse in Verbindung mit ihren ökonomischen Aspekten sowie mögliche Folgen, Alternativen und Verbesserungsvorschläge diskutiert.

4. Literaturverzeichnis

- ABER, J.D., MCDOWELL, W., NADELHOFFER, K.J., MAGILL, A., BERNTSON, G., KAMAKEY, M., MCNULTY, S., CURRIE, W., RUSTAD, L. und FERNANDEZ, I. (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypothesis revisited, *BioScience* 48 S. 921-934.
- AbfKlärV (1992): Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912), zuletzt geändert durch § 11 DüMV vom 26. November 2003 (BGBl. I S. 2373).
- AFZ (1975): AFZ-Schwerpunktthema: Abwasser, Klärschlamm und Müllkompost im Wald, *Allgemeine Forstzeitschrift* 22, S. 479-481.
- ALEWELL, C., A. PRECHTEL, J. BITTERSÖHL, K. MORITZ, H. MEESENBURG und M. ARMBRUSTER (2001): Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges of Germany?, *Hydrology and Earth System Sciences* 5/3, S. 367-378.
- ALEWELL, C., B. MANDERSCHIED, P. GERSTBERGER und E. MATZNER (2000): Effects of reduced atmospheric deposition on soil solution chemistry and elemental contents of spruce needles in NE-Bavaria, Germany, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, S. 509-516.
- ARMSTRONG, M. (2001): *A Handbook of Management Techniques*, 3rd Edition, Kogan Page, London.
- BANNICK, C., H.U. BERTRAM, G. EMBERT und F.J. RÖLLEKE (2001): *Bodenschutz und Abfallverwertung: Rechtsvorschriften und Technische Regelwerke – Einführung und Textsammlung*, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- BANNWARTH, H. (1993): Ökologisches Recycling von Braunkohleasche und Rauchgas (REA-Gips) als Bodenhilfsstoff und Düngemittel in natürlichen und technischen Bodensubstraten, In: *Umwelttechnologieforum UTECH*, Antec-GmbH Berlin, Kongreß Nr. 24 vom 17.-18.02.1993, Springer-Verlag (Hrsg.), S. 61-113.
- BALADA, A. (2002): Product Sustainability Assessment (PROSA), *Proceeding of the International Seminar and Conference on Technology and Policy on Indonesian Resources Utilisation*, SKETIASI, AOL Verlag, Marburg.
- BALADA, A. (2004): Sekundärrohstoffe als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Walde, *Teilprojekt Produktlinienanalyse, Endbericht*, Albert-Ludwig-Universität Freiburg, 38 Seiten und Anhang, 143 Seiten.
- BARTSCH, N., J. BAUHUS und T. VOR (1999): Auswirkungen von Auflichtung und Kalkung auf das Sickerwasser in einem Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.) im Solling, *Forstarchiv* 70/6, S. 218-223.
- BAUCH, J., H. STIENEN, B. ULRICH und E. MATZNER (1985): Einfluß einer Kalkung bzw. Düngung auf den Elementgehalt in Feinwurzeln und das Dickenwachstum von Fichten aus Waldschadensgebieten, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1148-1150.
- BECKER, K.-W. (1984): Düngung, N-Umsatz und Pflanzenwachstum in ihrer Wirkung auf die langfristige Protonenbilanz von Böden, *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 147, S. 476-478.
- BEESE, F. und J. PRENZEL (1985): Das Verhalten von Ionen in Buchenwaldökosystemen auf podsoliger Braunerde mit und ohne Kalkung, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1162-1164.
- BEESE, F. und A. WARAGHAI (1985): Ionenstatus und Säure-Neutralisationsverhalten von Buchenblättern, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1164-1166.
- BEESE, F. (1989): Wirkungen von Kalkungs- und Düngemaßnahmen auf Böden und Bäume, In: Hanisch, Bernhard, IMA - Querschnittsseminar "Düngung geschädigter Waldbestände", *KfK-PEF* 55, S. 271-286.
- BEESE, F. & K.J. MEIWES (1995): 10 Jahre Waldkalkung - Stand und Perspektiven, *Allgemeine Forstzeitschrift* 50/17, S. 946-948.
- BEHRNDT, W. (1988): Technik und Kosten der Waldkalkung, *Der Forst- und Holzwirt* Nr. 8, 171-176.
- BÉRDEN M., S.I. NILSSON, K. ROSÉN und G. TYLER (1987): Soil acidification - extent, causes and consequences, *National Swedish Environment Protection Board* 3292, 164 Seiten.
- BFH (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft) (2000): *Der Waldzustand in Europa - Kurzbericht 2000*, erstellt von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, 34 Seiten.
- BIHL, C. (2002): DBU-Projekt 15016: Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen beim Bodenschutz im Wald, 1. Zwischenbericht, Januar 2002 unveröffentlicht, 25 Seiten.
- BIHL, C. (2002): Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald, Varianten und Herkunft, Projekt 15016 DBU.
- BIHL, C. (2003): DBU-Projekt 15016: Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen beim Bodenschutz im Wald, 2. Zwischenbericht, Januar 2003 unveröffentlicht, 14 Seiten.
- BIHL, C. (2004): Erschließung und Einsatz mineralischer Sekundärrohstoffe als Puffersubstanzen im Wald, Diss. an der Univ. Trier, 156 Seiten und Anhang, 120 Seiten.
- BioAbfV (1998): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung) vom 31. September 1998 (BGBl. I S. 2955), zuletzt geändert durch § 11 DüMV (BGBl. I S. 2373).
- BLOCK, J., A. ROEDER und G. SCHÜLER (1997): Waldbodenrestoration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe - Grundlagen und Maßnahmen in Rheinland-Pfalz, *Allgemeine Forstzeitschrift* 1, S. 29-33.
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökologischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen, Arbeitskreis C der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II, 167 Seiten.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) (2003): Bericht über den Zustand des Waldes 2003 – Ergebnisse des forstlichen Umweltmoni-

- torings, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.), Bonn, 57 Seiten.
- BORKEN, W. und F. BEESE (2000): Regradation belasteter Waldböden: Chancen und Risiken der Kompostausbringung, *Allgemeine Forstzeitschrift* 6, S. 318-321.
- BORKEN, J. PATYK, A. und G.A. REINHARDT (1999): Basisdaten für ökologische Bilanzierung – Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau, Vieweg Verlag, Wiesbaden.
- BREDEMEIER, M. und B. ULRICH (1989): Depositionsbedingte und ökosysteminterne Anteile der Säurebelastung von Waldböden, *Allgemeine Forstzeitschrift* 11, S. 256-260.
- BRÜMMER G.W., J. GERTH und U. HERMS (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils, *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149, S. 382-398.
- BUBERL, H.G., K. v. WILPERT, G. TREFZ-MALCHER und E.E. HILDEBRAND (1994): Der chemische Zustand von Waldböden, Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE), *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg* 182, 99 Seiten.
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM UMWELTBUNDESAMT (2001): *Handbuch Umweltcontrolling*, 2. Auflage, Vahlen Verlag, München.
- BUTZ-BRAUN, R. (2003): Veränderungen an Tonmineralen: Ein Vergleich von Alterhebungen und Neubeprobungen, *Freiburger Forstliche Forschung* 49, S. 13-22.
- BÜTTNER, G. (1998): Bodenzustand und Bestockung, *Allgemeine Forstzeitschrift* 10, S. 514-516.
- BÜTTNER, G.; C. GERING, U. NELL, S. RUMPF, und K. v. WILPERT (1998): Einsatz von Holzasche in Wäldern, *Forst und Holz* 53, S. 72-76.
- COENENBERG, A.G. (1992): *Kostenrechnung und Kostenanalyse*, Verlag Moderne Industrie; Landsberg am Lech.
- CRONAN, C.S. und D.F. GRIGAL (1995): The use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems, *Journal of Environmental Quality* 24, S. 209-226.
- CURTOIS, H. und G. SCHÜLER (1978): Siedlungsabfälle in der Forstwirtschaft, Bibliographie mit Sachgebietsindex für die Jahre 1960-1978, Arbeitsgruppe Pathologie und Holzschutz, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 53 Seiten.
- DENNINGER, W. (1984): Technische Möglichkeiten der Ausbringung von Mineraldünger im Wald. *Allgem. Forstzeitschr.*, 39, S. 788-792
- DEROME, J. und A. PÄTILÄ (1989): The liming of forest soils in Finland, In: F.H. Brække, K. Bjor & B. Halvorsen, *Air Pollution as stress factor in the Nordic forests*, *Communications of the Norwegian Forest Research Institute* 42, S. 147-155.
- DESCHAUER, H. (1995): Eignung von Bioabfallkompost als Dünger im Wald - Untersuchungen zu den Auswirkungen einer Bioabfalldüngung auf den Elementumsatz, die Schwermetallodynamik und das Verhalten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in einem humus- und nährstoffarmen Kiefernbestand, *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* 43, 169 Seiten.
- DIMITRI, L. und U. BRESSEM (1988): Einige Bemerkungen zum Ankommen und zur weiteren Entwicklung der Buchen-Naturverjüngung, *Forst und Holz* 2, S. 32-37.
- DINKELBERG, W. (1994): Positionspapier des LABO-AK 4 zum Einsatz von Kraftwerksaschen zur Kompensationsdüngung versauerungsgeschädigter Waldböden, *LABO Bodenbelastung* 9151, S. 1-19.
- DüMV (2003): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV) vom 26.11.2003 (BGBl. I S. 2373).
- DüngMG (1977): Düngemittelgesetz vom 15. November 1977 (BGBl. I S. 2134), zuletzt geändert durch Artikel 183 V vom 29. Oktober 2001 (BGBl. I S. 2785).
- EBBEN, U. (1989): Die toxische Wirkung von Aluminium auf das Wurzelwachstum der Buche, *Allgemeine Forstzeitschrift* 29-30, S. 781-783.
- EBERLE, U. und R. GRIEBHAMMER (1996): *Ökobilanzen und Produktlinienanalyse*, Öko-Institut Verlag, Freiburg
- EICHHORN, J. (1995): Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A* 124, 169 Seiten.
- ELLENBERG, H. jun. (1983): Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland - Versuch einer ökologischen Betrachtung, *Forstarchiv* 54, S. 127-133.
- ELLENBERG, H. jun. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen, *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 136, S. 19-39.
- EMBLEMSVAG, J. (2003): *Life-Cycle Costing: Using Activity-Based Costing and Monte Carlo Methods to Manage Future Costs and Risks*, John Wiley & Sons, New Jersey.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER MENSCHEN UND DER UMWELT" DES 12. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1994): *Die Industriegesellschaft gestalten: Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen*, *Economica Verlag*, Bonn.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER MENSCHEN UND DER UMWELT" DES 13. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1997): *Konzept Nachhaltigkeit: Fundamente für die Gesellschaft von morgen*, *Zwischenbericht*, Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- ENQUETE-KOMMISSION "SCHUTZ DER MENSCHEN UND DER UMWELT" DES 13. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1998): *Konzept Nachhaltigkeit: Vom Leitbild zur Umsetzung*, *Abschlussbericht*, Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- ERKENBERG, A., J. PRIETZEL und K.-E. REHFUSS (1996): Schwefelausstattung ausgewählter europäischer Waldböden in Abhängigkeit vom atmogenen S-Eintrag, *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159, S. 101-109.
- EYERER, P. (1996): *Ganzheitliche Bilanzierung: Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen*, Springer Verlag, Berlin.
- EVERS, F.H. und R.F. HÜTTL (1992): Magnesium-, Calcium- und Kaliummangel bei Waldbäumen - Ursachen. Symptome, Hebung, Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 42, 8 Seiten.
- EVERS, F.H. (1983): Orientierende Untersuchungen langfristiger Bodenreaktionsänderungen in südwestdeutschen Düngungsversuchsflächen, *Forst und Holzwirt* 38, S.317-320.

- EVERS, F.H. (1989): Düngung im Wald: Möglichkeiten und Grenzen, In: Kernforschungszentrum <Karlsruhe> / Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) (Hrsg.): 5. Statuskolloquium des PEF vom 7. bis 9. März 1989 im Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK-PEF 50/1, S. 35-60.
- EVERS, F.H. (1994): Magnesiummangel, eine verbreitete Erscheinung in Waldbeständen – Symptome und analytische Schwellenwerte, Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskartierung und Forstpflanzenzüchtung 37, S. 7-15.
- FEGER, K.H., K. LORENZ, S. RASPE und M. ARMBRUSTER (2000): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre – Schlußbericht, Projektträgerschaft Programm Lebensgrundlagen und ihre Sicherung, Forschungsbericht FZKA – BWPLUS, 135 Seiten.
- FIEDLER, H.J., F. LEUBE und W. NEBE (1988): Erste Ergebnisse einer Düngung mit MgO-haltigem dolomitischen Kalk zur Minderung von Immissionschäden in fichtenbeständen, Forst und Holz 16, S. 398-400.
- FVA-BW (Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg) (1999): Neuartige Waldschäden – Monitoring, Bodenzustand und Kompensationsmöglichkeiten, Positionspapier der FVA Baden-Württemberg, 32 Seiten.
- GEHRMANN, J. (2003): Atmosphärische Stoffeinträge und deren Langzeitwirkungen im Wald - Ist der Wald in Nordrhein-Westfalen durch Versauerung und Eutrophierung gefährdet?, LÖBF-Mitteilungen 2, S. 24-29.
- GENSIOR, A., C. KÖLLING und K.-H. MELLERT (2003): Die Nitratinventur in Bayern, Methodik und Ergebnisse, Freiburger Forstliche Forschung 49, S. 101-113.
- GLOBAL REPORTING INITIATIVE (GRI) (June 2000): Sustainability Reporting Guidelines on Economic Environmental and Social Performances, <http://www.globalreporting.org>.
- GUINÉE, J.B. (2002): Handbook on LCA – An Operational Guide to the ISO Standards, Centre of Environmental Science – Leiden University (CML), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- GUNDERSEN, P., B. EMMET und A. TIETMA (1998): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data, Forest Ecology and Management 101, S. 38-55.
- GUSSONE, H.A. (1984): Empfehlungen zur Kompensationsdüngung, Der Forst- und Holzwirt 6, S. 154-160.
- GUSSONE, H.A. (1987): Kompensationskalkungen und die Anwendung von Düngemitteln im Walde, Der Forst- und Holzwirt 6, S. 158-163.
- HÄUBLER, G. (1994): Das Vorsorge-/Präventionsprinzip in der umweltpolitischen Praxis – unter besonderer Berücksichtigung der Produktlinienanalyse, Peter Lang, Frankfurt am Main.
- HILDEBRAND, E.E. (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen, Forstwissenschaftliches Centralblatt 105, S. 60-76.
- HILDEBRAND, E.E. (1988): Ionenbilanzen organischer Auflagen nach Neutralsalzdüngung und Kalkung, Forst und Holz 43, S. 51-56.
- HILDEBRAND E.E. (1990a): The Influence of forest site fertilization on soil solution chemistry, Seminar über Schonung und Verbesserung des Bodens als Grundlage nachhaltiger Forstwirtschaft vom 26.-30.06.1990, S. 193-204.
- HILDEBRAND E.E. (1990b): Der Einfluß von Forstdüngungen auf die Lösungsfracht des Makroporenwassers, Allgemeine Forstzeitung 24, S. 604-607.
- HILDEBRAND, E.E. (1991): Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldbodenproben – Methoden und Informationsgewinn, KfK-PEF 85, 201 Seiten.
- HILDEBRAND E.E. (1994): Der Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor?, Allgemeine Forstzeitung 49, S. 99-104.
- HILDEBRAND E.E. (1996): Warum müssen wir Waldböden kalken?, Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 194, S. 53-65.
- HILDEBRAND E.E. und H. SCHACK-KIRCHNER (2000): Initial effects of lime and rock powder on soil solution chemistry in a dystric cambisol - results of model experiments, Nutrient Cycling in Agroecosystems 56, S. 67-78.
- HEISNER, U., K. v. WILPERT und E.E. HILDEBRAND (2003): Vergleich aktueller Messungen zum Aziditätsstatus südwestdeutscher Waldböden mit historischen Messungen von 1927, Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 174, S. 41-44.
- HÖCKE, C. (2004): Fördern Kalkung und Stickstoff-Immissionen die Naturverjüngung von Buche im Baarschwarzwald, www.geographie.uni-freiburg.de/jpg/gkg/Sitzung/pub/hoecke.pdf, 7. Seiten.
- HONIKEL, K.-O. (2001): BSE-Informationen, Informationen und Hintergründe zum Thema BSE - Generelles Verbot der Tiermehlfütterung, Internet-Artikel www.cma.de/c/f/fragen_antworten/hintergrund-03.htm (29.05.2001)
- HÖRMANN, G. (1997): SIMPEL - ein einfaches, benutzerfreundliches Bodenwassermodell zum Einsatz in der Ausbildung - Ein Vergleich mit einem Richards-Modell, Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 4, S. 67-72.
- HÖRMANN, G., J. SCHERZER, F. SUCKOW, J. MÜLLER, M. WEGEHENKEL, M. LUKES, K. HAMMEL, A. KNIEß und H. MEESENBURG (2003): Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL, Hrsg.), 97 Seiten.
- HUBER, B. (1994): Verwendung von Gesteinsmehlen jetzt auch wirtschaftlich interessant, Allgemeine Forstzeitschrift 49/4, S. 204-205.
- ISO 14042 (2000): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Impact Assessment, First Edition 2000-03-01.
- KARTIERANLEITUNG (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung, Arbeitsgruppe Boden, 4. Auflage Hannover, 392 Seiten.
- KAHLE, H., C. BERTELS, G. NOACK, U. RÖDER, P. RÜTHER und S.-W. BRECKLE (1989): Wirkungen von Blei und Cadmium auf Wachstum und Mineralstoffhaushalt von Buchenjungwuchs, Allgemeine Forstzeitschrift 29-30, S. 783-188.
- KAKEI, M. und P.E. CLIFFORD (2002): Short-term effects of lime application on soil properties and fine-root characteristics for a 9-year-old Sitka spruce plantation growing on a deep peat soil, Forestry 75/1, S. 37-50.

- KAUPENJOHANN, M. und W. ZECH (1989): Waldschäden und Düngung, Ergebnisse des IMA-Querschnittseminars in Bayreuth, Allgemeine Forstzeitschrift 37, S. 1002-1008.
- KAUPENJOHANN, M. (1989): Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern, Bayreuther Bodenkundliche Berichte 11, 202 Seiten.
- KICHERER, A. (2002): Kostengünstige Produktentwicklung für Mensch und Umwelt: Produktentwicklung mit Ökoeffizienz-Analysen und Sozialindikatoren, Unterlagen zum Vortrag bei der Jahrestagung des Öko-Instituts 2002, Freiburg.
- KILIAN W., F. MUTSCH, R. KREISL u.a. (1994): Die Düngung im Wald II. Teil, Anleitung zur Walddüngung, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, Wien, 41 Seiten.
- KLAGES-HABERKERN, S. (1994): Landwirtschaftliche Verwertung von Sekundärrohstoffen – Stand und neue Erkenntnisse, KTBL-Arbeitspapier 21, S. 170-182.
- KLEIN, B., G. RABEN, F. BEESE, B. HORVATH und N. LAMERSDORF (2004): Förderschwerpunkt Bioabfallverwertung: Partielle Regradation versauerter Böden mit dem LoBo-Verfahren zur Vorbereitung von Waldumbaumaßnahmen, Abschlußbericht, 61 Seiten.
- KLEY, G., P. KÖCHER und R. BRENNEIS, Möglichkeiten zur Gewinnung von Phosphor-Düngemitteln aus Klärschlamm-, Tiermehl- und ähnlichen Aschen durch thermochemische Behandlung, Beitrag für den Tagungsband „Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall“, Symposium vom 06./07. Februar 2003 des Umweltbundesamtes Berlin und der RWTH Aachen, 12 Seiten.
- KÖNIG, N., P. BACCINI und B. ULRICH (1986): Die Bedeutung der Humusstoffe für die Schwermetallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben B3, S.133-182.
- KRAFT, M., A. REIF, M. SCHREINER und E. ALDINGER (2003): Veränderungen der Bodenvegetation und der Humusaufgabe im Nordschwarzwald in den letzten 40 Jahren, Forstarchiv 74, S. 3-15.
- KREMEIKE, R., LUTOSCH, F. und A. WIBBELT, (1988): Ausbringung von Kalk mit dem Rotenburger System, Der Forst- und Holzwirt Nr. 8, 176-179.
- KrW-/AbfG (1994): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert durch Artikel 2 G vom 24. Januar 2004 (BGBl. I S. 85).
- KÜBNER, R. und A. WICKEL (1998): Entwicklung einer Buchensaat (*Fagus sylvatica* L.) unter Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) im Osterzgebirge, Forstarchiv 69, S. 191-198.
- KUHLMANN, R. (2003): Online-Zeitungsartikel vom 25.07.2003, ngo-online, Heidelberg, http://www.ngo-online.de/ganze_nachricht.php4?Nr=6668 (Download 30.03.2004).
- KYOTO-PROTOCOL, <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.html>.
- LANDESFORSTEN (Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz) (1999): Merkblatt Nr. 9/99, Bodenschutzkalkung und Düngungsmaßnahmen im Wald, 3. (Neu-)Auflage, 48 Seiten.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1997): Bodenversauerung, Ursachen – Auswirkungen – Maßnahmen, Literaturstudie, Handbuch Boden der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 191 Seiten.
- LORENZ, K., K.-H. FEGER und E. KANDELER (2001): The response of soil microbial biomass and activity of a Norway spruce forest to liming and drought, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164, S. 9-19.
- MALESSA, V. (1993): Depositionsbedingte Tiefengradienten der Bodenversauerung in der Sösemulde (Westharz), Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A 98, 233 Seiten.
- MARSCHNER, H. (1989): Effect of soil acidification on root growth, nutrient and water uptake, In: Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen, Ulrich B. (ed.) Internationaler Kongreß Waldschadensforschung: Wissenstand und Perspektiven vom 2-6. Oktober 1989, S. 381-404.
- MARSCHALL, H.E. und S.R. PETERSEN (1995): Life-Cycle Costing, Mechanical Estimating Guidebook for Building Construction, 6th Edition, Mc Graw-Hill, Inc.
- MATTERN (1996): Auswirkungen der vergleichenden Kompensationskalkung auf Gefäßpflanzen, Moose und Pilze in rheinland-pfälzischen Forstökosystemen, unveröffentlichter Forschungsbericht im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Trippstadt, 531 Seiten.
- MATTERN (2004): Untersuchungen zur vergleichenden Kompensationskalkung - Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf Höhere Pflanzen, Moose und Pilze in der Versuchsanlage Hochspeyer (Pfälzerwald): unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der FAWF Rheinland-Pfalz, 74 Seiten.
- MATZNER, E. (1985): Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling, Allgemeine Forstzeitschrift 43, S. 1143-1147.
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme 40, 217 Seiten.
- MAYR, H. (1998): Überlegungen zur Verwendung organischer Recyclingsderivate im Wald – Eine Literaturstudie, Monographien Band 100, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie Wien (Hrsg.), 355 Seiten.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN RHEINLAND-PFALZ (2002): Waldzustandsbericht für Rheinland-Pfalz 2002, FAWF, Trippstadt.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN, Nachhaltige Waldbewirtschaftung, <http://www.uni-kl.de/FVA/de/>
- MUF (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Hrsg.) (1997): Umweltbericht 1996; Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz, www.umdenken.de/ub1996.
- MUF (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Hrsg.) (1998): 10 Jahre erfolgreiche Bodenschutzkalkung in den rheinland-pfälzischen Wäldern – Notwendigkeit, Ziele, Nebenwirkungen, Verfahren, Risiken des Nichtstuns; Mi-

- nisterium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz, 25 Seiten.
- MUF (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Hrsg.) (2005): Waldzustandsbericht für Rheinland-Pfalz, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz, 40 Seiten.
- MURACH, D. (1985): Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmaßnahmen, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1151-1154.
- NIEDERBERGER, J., J. SCHÄFFER und K.V. WILPERT (2002): Nährelement- und Schwermetallgehalte von Holzaschen, *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 57, S. 826-828.
- NN (2002): Holzasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept, FVA-Kolloquium in Freiburg vom 5. bis 6. März 2002, *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 43.
- NOLTE, N. (2000): Flüsternder Hubschrauber kalkt nordrhein-westfälische Wälder, Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes,
<http://www.munlv.nrw.de/sites/arbeitsbereiche/forsten/wald/pdfs/81kalkun.pdf>
- PATYK, A. und A.G. REINHARDT (1997): Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen, Vieweg Verlag, Wiesbaden.
- PRIESACK, E. und J.C. MUNCH (2003): Modellierung der Lachgasemission aus deutschen Wäldern, *GSF-Jahresbericht 2002*, www.gsf.de/jahresbericht/internet_pdfs/071_076_ibo_akt.pdf, S. 71-76.
- PRIETZEL, J, E. KOLB und K.E. REHFUSS (1997): Langzeituntersuchungen ehemals streugennutzer Kiefernökosystemen in der Oberpfalz: Veränderungen von Bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände, *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116, S. 269-290.
- PRIETZEL, J. und C. KÖLLING (1999): Remobilisierung von Sulfat-Schwefel aus Luftverunreinigungen: Ein praxistaugliches Routineverfahren zur Beurteilung des SO₄-Mobilisierungspotentials in Waldböden, *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118, S. 329-344.
- PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT (1987): Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen, *Kölnener Volksblatt Verlag*, Köln.
- PRÜM, H.-J. (1986): Ausbringungstechnik, *Der Forst- und Holzwirt*, 41, S. 447-448
- RAUBUCH, M.P.H. (1992): Wechselwirkungen zwischen mikrobiologischen und chemischen Parametern in Waldböden unter Berücksichtigung des atmosphärischen Eintrags, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme* 89, 130 Seiten.
- RAKHRA, A.S. (1980): Buildings and Life Cycle Costing, *Canadian Building Digest*,
<http://irc.nrc-cnrc.gc.ca/cbd/cbd212e.html>.
- REHFUESS, K.E. (1995): Was kann Düngung bei den "neuartigen" Walderkrankungen leisten? Auf der Grundlage des Ernährungszustandes, *Allgemeine Forstzeitschrift* 20, S. 1090-1093.
- REUSS J.O. und D.W. JOHNSON (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters, *Ecological Studies* 59, Springer Verlag New York, 119 Seiten.
- RIEK, W. und B. WOLFF (1996): Deutscher Beitrag zur europäischen Waldbodenzustandserhebung, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen* 50, 65 Seiten.
- RIEK, W. und B. WOLFF (1998): Verbreitung von Nährstoffmangel bei Waldbäumen in Deutschland, *Ergebnisse der Nadel-/Blattanalsen im Rahmen der BZE*, *Allgemeine Forstzeitschrift* 10, S. 507-510.
- RIEK, W. und T. HAUSSMANN (1998): Die BZE im Spiegel der Europäischen Waldbodenzustandserhebung, *Allgemeine Forstzeitschrift* 10, S. 520-522.
- ROGASIK, J. (2002): Aus Alt mach Neu – Rückgewinnung des Phosphats aus Fleischknochenmehl und Klärschlamm, *FAL wissenschaft erleben* 2, S. 4-5.
- ROST-SIEBERT, K. (1983): Aluminium-Toxizität und –Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst) und Buche (*Fagus sylvatica* L.), *Allgemeine Forstzeitschrift* 26/27, S. 686-689.
- ROST-SIEBERT, K. (1985): H- und Al-Ionen-Toxizität an Fichten- und Buchenkeimpflanzen, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 43/I, S. 447-452.
- RUMPF, S., B. LUDWIG und M. MINDRUP (2001): Effect of wood ash on soil chemistry of a pine stand in Northern Germany, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164, S. 569-575.
- SAUTER, U. und K. FOERST (1987): Hinweise für den Einsatz von Silikatgesteinsmehlen zur Waldbodenverbesserung, *Der Forst- und Holzwirt* 42, S.27-30.
- SCHÄFER, M. (1989): Effect of acid deposition on soil animals and microorganisms: influence on structures and processes, In: *Forschungsbeirat Waldschäden/ Luftverunreinigungen*, Ulrich, B. (Hrsg.), *Internationaler Kongress Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven vom 2.-6. Oktober 1989*, S. 415-430.
- SCHÄFER, M. (1992): Bodentiergemeinschaften (Saprophage, Zoophage) als Abbild der standörtlichen Bedingungen, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen* 31, S. 129-144.
- SCHÄFFER, J., J. NIEDERBERGER und K.V. WILPERT (2002): Verwendung von Holzasche bei der Kalkung von Waldböden - Chancen und Risiken, *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 57, S. 829-832.
- SCHALTEGGER, S. und A. STURM, (1992): Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen – Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung: Notwendigkeit, Kriterien, Konzepte, *Dissertation*, Universität Basel, Paul Haupt Verlag, Bern.
- SCHALTEGGER, S., K. MÜLLER und H. HINDRICHSEN (1996): *Corporate Environmental Accounting*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- SCHAUERMANN, J. (1985): Zur Reaktion von Bodentieren nach Düngung von Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten im Solling, *Allgemeine Forstzeitschrift* 43, S. 1159-1161.
- SCHAEFFER/SCHACHTSCHABEL (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*, 14. neubearbeitet und erweiterte Auflage von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer, K.H. Hartge & U. Schwertmann, Ferdinand-Enke-Verlag Stuttgart, 494 Seiten.

- SCHMEISKY, H. und K.M. KAUTZ (1992): Erfahrungen mit einem Wirbelschichtaschen-Dolomit-Gemisch in Gefäß- und Freilandversuchen, VGB Kraftwerkstechnik 72/5, S. 465-470.
- SCHMIDT, R. (1986): Erfahrungsbericht über Kompensationskalkungen im Regierungsbezirk Hannover, Der Forst- und Holzwirt Nr. 5, 110-115.
- SCHMIDT, W. (1993): Der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Waldbodenvegetation, LÖLF-Mitteilungen 1, S. 40-49.
- SCHMIDT, W. (2002): Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation, Forstarchiv 73, S. 43-54.
- SCHNEIDER, B. und W. ZECH (1989): Einfluss Mg-haltiger Dünger auf Feinwurzelwachstum und -ernährung vermutlich immisionsgeschädigter Fichten, In: Hanisch, Bernhard, IMA - Querschnittseminar "Düngung geschädigter Waldbestände", KfK-PEF 55, S. 107-118.
- SCHÖNBORN, G. und A. STEINERT (2001): Sustainability Agenda: Nachhaltigkeitskommunikation für Unternehmen und Institutionen, Luchterhand, Neuwied, Kriptel.
- SCHÜLER, G. (1987): Neue Wege bei der Kompensationskalkung - Ausbringung einer Kalk-suspension aus der Luft auf Fichtenbestände, Der Forst- und Holzwirt Nr. 15, 400-401
- SCHÜLER G. (1992): Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen, Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 21/92, S. 5-26. SCHÜLER, G. (1993): Eigenschaften und Eignung basischer Substanzen für Bodenschutzmaßnahmen, LÖLF-Mitteilungen 1, S. 30-39.
- SCHÜLER, G. (1996a): Bodenschutz durch standortdifferenzierte Waldkalkung, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79, S. 133-136.
- SCHÜLER, G. (1996b): Wirkungen und Ökosystemverträglichkeit sulfatisch gebundener Dünger - Gefährdungen von tiefreichend versauerten Waldböden in Rheinland-Pfalz, Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge 51, S. 564-568.
- SCHÜLER, G. (1997): Stabilitätssteigerung im Ökosystem Wald durch Bodenschutz, Kompensation von Nährstoffverlusten und naturnahe Waldbewirtschaftung, In: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, Ökosystemschäden und Gegenmaßnahmen, Beiträge der 2. Fachtagung am 25. Januar 1996 im Bürgerhaus Mainz-Hechtsheim, S. 74-96.
- SCHÜLER, G. (2002): Schutz versauerter Böden in nachhaltig bewirtschafteten Wäldern - Ergebnisse aus 10-jähriger interdisziplinärer Forschung, Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 173, S. 1-7.
- SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben A 32, 217 Seiten.
- SCHULZE, E.-D., W. DE VRIES., M. HAUHS, K. ROSÉN, L. RASMUSSEN, C.-O. TAMM und J. NILSSON (1989): Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems, Water, Air and Soil Pollution 48, S. 451-456.
- SETAC-EUROPE: SECOND WORKING GROUP ON LCIA (WIA-2) (1999): Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in LCIA, Background Document, Int. J. LCA 4 (s), ecomed, Landsberg.
- SLOVIK, S., W.M. KAISER, C. KÖRNER, G. KINDERMANN, und U. HEBER (1992): Quantifizierung der physiologischen Kausalkette von SO₂-Immissionssschäden, Allgemeine Forstzeitschrift 800-805, S. 913-920.
- SPELSBERG, G. und G. CRÖBMANN (1984): Beobachtungen über die Bodenversauerung im Stammfußbereich zweier Altbuchen, Der Forst- und Holzwirt 39/11, S. 286-288.
- STAHL, B., 1998, Methodenvergleich und Methodenentwicklung zur Lösung der Bewertungsproblematik in produktbezogener Ökobilanz, Dissertation, Universität Bremen, http://elib.suub.uni-bremen.de/production/Stahl_B1998/Stahl_B1998.pdf.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003a): Umwelt, Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2001, Fachserie 19 Reihe 2.1, dreijährige Erscheinungsform, Statistisches Bundesamt Wiesbaden, www.destatis.de.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003b): Produzierendes Gewerbe - Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2002/2003, Fachserie 4 Reihe 8.2, Statistisches Bundesamt Wiesbaden, www.destatis.de
- SVERDRUP, H. und P. WARFVINGE (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio, Reports in Ecology and Environmental Engineering 2, 177 S.
- TrinkwV (Trinkwasserverordnung) (2003): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959), Inkraft getreten am 1. Januar 2003, zuletzt geändert am 25. November 2003 (BGBl. I S. 2304).
- UBA (Umweltbundesamt) (2003): Informationsdatenbank des Umweltbundesamtes im Internet, <http://www.env-it.de/umweltdaten/jsp>, 14.11.2003.
- ULRICH, B. und J. PUHE (1993): Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkopplungen auf den Treibhauseffekt, In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Dt. Bundestags (Hrsg.), Studienprogramm Bd. 2 Wälder, Economica Verlag Bonn, 202 Seiten.
- ULRICH, B. (1981): Theoretische Betrachtungen des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 144, S. 647-659.
- ULRICH, B. (1983a): Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earthalkali cations and chloride, In: Ulrich, B. & Pankrath, J. (Hrsg.), Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, S. 33-45.
- ULRICH, B. (1983b): Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß von saurem Regen, Allgemeine Forstzeitschrift 38, S. 670-677.
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 43/I, S. 159-187.
- ULRICH, B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche

- Möglichkeiten, Forstwissenschaftliches Centralblatt 105, S. 421-435.
- ULRICH, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß saurer Deposition, Forstarchiv 58, S. 232-239.
- ULRICH, B. (1988): Ökochemische Kennwerte des Bodens, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 151, S. 171-176.
- ULRICH, B. (1996): Ökosystem Wald – Funktionen und Nutzen, aus HAURY, H.-J., G. ASSMANN, B. FROESE & T. JAHN (1996), Patient Wald – sterbenskrank oder kerngesund? Journalistenseminar der Information Umwelt, GSF-Bericht 20, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg GmbH.
- ULRICH, B., K.J. MEIWES, N. KÖNIG und P.K. KHANNA (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden, Der Forst- und Holzwirt 11, S. 278-287.
- ULRICH, B., R. MAYER und P.K. KHANNA (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling, Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen 58, Sauerländer-Verlag Frankfurt, 291 Seiten.
- U.S. DEPARTMENT OF TRANSPORTATION, FEDERAL HIGHWAY ADMINISTRATION (2003): Improving Transportation Investment Decisions through Life-Cycle Cost Analysis, <http://www.fhwa.dot.gov/infrastructure/asstmgmt/lccafact.htm>.
- UMWELTBUNDESAMT (2000): Handreichung Bewertung in Ökobilanzen, Hintergrundpapier, <http://www.umweltdaten.de/down-d/methode.pdf>.
- VOGT, R., F. KNAPPE, J. GIEGRICH, und A. DETZEL (2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- VAN BREEMEN, N., C.T. DRISCOLL und J. MULDER (1984): Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters, Nature 307, S. 599-604.
- VAN BREEMEN, N., J. MULDER und C.T. DRISCOLL (1983): Acidification and alkalization of soils, Plant and Soil 75, S. 283-308.
- VAN DEN BURG, J. (1985): Foliar Analysis for Determination of Tree Nutrient Status – A compilation of literature Data (Overzicht van blad- en naaldanalyses voor de beoordeling van de minerale voedingstorstand van bomen – een samenvoeging van literatuurgegevens), Rijksinstituut voor Onderzoek in de bos – En Landschapsbouw „De Dorschkamp“, Rapport Nr. 414, 615 Seiten.
- VEERHOFF, M. und G.W. BRÜMMER (1989): Silikatverwitterung und Tonmineralumwandlung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II, S. 1203-1208.
- VEERHOFF, M. und G.W. BRÜMMER (1991): Mineralogische und chemische Charakterisierung von Abbauprodukten der Silikatverwitterung unter stark sauren Bedingungen, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 66/II, S. 1123-1126.
- VerfVerbG (2001): Gesetz über das Verbot des Verfütterns, des innergemeinschaftlichen Verbringens und der Ausfuhr bestimmter Futtermittel (Verfütterungsverbotsgesetz – VerfVerbG), Neufassung vom 25.März 2001 (BGBl. I S. 463).
- VOR, T. (1999): Stickstoffkreislauf eines Buchenaltbestandes nach Auflichtung und Kalkung, Berichte des Forschungszentrums Waldökologie A163, 153 Seiten.
- WEISMÜLLER, I. (2004): Können basische Sekundärrohstoffe als Puffersubstanzen im Wald eingesetzt werden? – Untersuchungen zur Lösungsschemie, Tiefenwirkung und Pflanzenverträglichkeit, unveröffentlichte Diplomarbeit im Fachbereich VI, Geowissenschaften der Universität Trier, 140 Seiten.
- WENZEL, B. und B. ULRICH (1988): Phosphatbeigaben zur Kompensationskalkung - Ziele der Phosphatdüngung und Ermittlung der P-Bedürftigkeit, Forst und Holz 16, S. 401-402.
- WERNER, W. (1995): Auswirkungen von Dolomit-Kalkung und Kalium-Düngung auf die Nitratausnutzung, das Wachstum und die Vitalität der Krautschicht des Waldökosystems an der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein, Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 32, S. 106-130.
- WEYER, T. (1993): Kalkungsversuche mit carbonatisch und silikatisch gebundenen Kalk- und Magnesiumdüngern, Initialeffekte auf versauerte Waldböden Nordrhein-Westfalens, Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 12, 299 Seiten.
- WILPERT, K. V., J. NIEDERBERGER und J. SCHÄFFER (2002): Holzasche zurück in den Wald - ein Kreislaufkonzept, Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 57, S. 825-826.
- WOLFF, B. und W. RIEK (1998): Chemischer Waldbodenzustand in Deutschland, Ergebnisse der Bodenanalysen im Rahmen der BZE, Allgemeine Forstzeitschrift 10, S. 503-506.
- WWW.DER-BRUNNEN.DE, private Internetseite, Stand vom 07.11.2003
- ZEZSCHWITZ, E. von (1985): Qualitätsänderungen des Waldhumus, Forstwissenschaftliches Centralblatt 104, S. 205-220.
- ZEZSCHWITZ, E. von (1985): Humusformel unter Wald, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II, S. 1249-1254

5. Begriffserläuterungen und Abkürzungen:

Bodenversauerung:	ein Prozess, bei dem säurebildende Stoffe (Protonendonatoren bzw. Elektronenakzeptoren) zugeführt und basenbildende Stoffe (Protonenakzeptoren bzw. Elektronendonatoren) aus dem Boden entfernt werden.
Charakterisierungsfaktor:	der eingesetzte Faktor, der von einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wird, um das Ergebnis des Stoffstrominventars auf einheitliches Aggregat des Wirkungskategorieindikatoren zu konvertieren.
Kategorieindikator:	quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie.
Life Cycle Inventory (LCI)	das Stoffstrominventar, die als Ansatzpunkt des Life Cycle Assessment dient.
LCI-Ergebnisse:	sind Material- und Energieströme sowie andere physische Aktionen zwischen anthropogenischen Prozessen und der Umwelt, die den Produktionsprozess betreten und verlassen.
Produktlebenszyklus:	alle Aktivitäten, die ein Produkt oder Produktteile sich unterziehen, unabhängig davon, welche Entscheidungsträger beteiligt sind.
Puffersubstanz:	eine Substanz, die gasförmig und vor allem gelöste Schadstoffe durch Adsorption an die Bodenaustauscher bindet oder nach Reaktion chemisch fällt und damit weitgehend immobilisiert.
Sekundärrohstoff:	durch Recycling wiedergewonnener Rohstoff. Die meisten Produkte können durch Recyclingverfahren wieder in den Produktionsprozess zurückgeführt werden. Notwendig sind allerdings vorgeschaltete Sortier- und Aufbereitungsschritte.
Wirkungskategorie:	eine Klasse, die Umweltsachverhalte von Interesse darstellt, zu dem LCI-Ergebnisse zugeordnet werden können.

Untersuchte Substanzen und Mischungen

BM	Bimsmehl
DOL	Dolomit
ES	Enthärter Schlamm
M	Magnesit
M ₁	Magnesitstaub Shanghai
M ₂	Magnesitstaub aus Holzfilzen
ML	Mutterlauge
M _m	Totgebrannter Magnesit
MP	Magniphos
O	Kontrolle/Nullvariante
P	Perlitstaub
PS	Pfannenschlacke
RK	Reaktorkorn mit Kalkkeim
RQ	Reaktorkorn mit Quarzkeim
RQx	Reaktorkorn mit Quarzkeim gebrochen
TMA	Tiermehlasche

Sonstige Abkürzungen

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
ALK	Alkalinität
AP	Accidification Potential
BASF	Badische Anilin- und Sodafabrik
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BS	Basensättigungsgrad
BSE	Bovine Spongiforme Encephalopathie
BWaldG	Bundeswaldgesetz
BZE	Bodenzustandserhebung
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (Disolved organic carbon)
DüMV	Düngemittelverordnung
DüngMG	Düngemittelgesetz
EP	Eutrophication Potential
FAETP	Freshwater Aquatic Eco-Toxicity Potential
FAWF	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
FG	Frischgewicht
GWP	Global Warming Potential
HTP	Human Toxicity Potential
IÄ	Ionenäquivalent
ICP-OES	Inductively coupled plasma optical emission spectroscopy
IR	Infrarot

ISTA	Internationale Vereinigung für Saatgutprüfung
KAK	Kationenaustauschkapazität
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
LAI	Blattflächenindex
LUFA	Landwirtschaftliche Forschungs- und Untersuchungsanstalt
L-Zeiger	Lichtzeigerpflanzen nach Ellenberg
M _a	Kationensäuren (Al, Fe, Mn)
M _a %	Aziditätsgrad
M _b	Basisch wirkende Kationen (Ca, K, Mg, Na)
M _b %	Basizitätsgrad
N-Zeiger	Stickstoffzeigerpflanzen nach Ellenberg
PLA	Produktlinienanalyse
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
REA	Rauchgasentschwefelungsanlage
R-Zeiger	Reaktionszeigerpflanzen nach Ellenberg
SNK _(pot)	(Potentielle) Säureneutralisationskapazität
SNR	Säureneutralisationsrate
TG	Trockengewicht
TrinkWV	Trinkwasserverordnung
VerfVerbG	Verfütterungsverbots-Gesetz
ZWS	Zentrale Wirbelschicht-Verbrennungsanlagen

Bisher sind folgende Mitteilungen aus der *Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* erschienen:

61/2007	JAHRESBERICHT 2006 ISSN 1610-7705 ISSN 1610-7713	
60/2006	BLOCK UND SCHÜLER (Hrsg.) Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder; Erschließung von Sekundärrohstoffen als Pufferstufstandzen für Bodenmaßnahmen im Wald ISSN 1610-7705	€10,--
59/2006	PETERCORD UND BLOCK (Hrsg.) Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern ISSN 0931-9662	€10,--
58/2006	JAHRESBERICHT 2005 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
57/2005	SEEGMÜLLER (Hrsg.): Die Forst-, Holz- und Papierwirtschaft in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€10,--
56/2005	JAHRESBERICHT 2004 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
55/2005	DONG (Hrsg.) [AUTORENKOLLEKTIV]: Zum Aufbau und Wachstum der Douglasie ISSN 0931-9662	€10,--
54/2004	DONG (Hrsg.) [AUTORENKOLLEKTIV]: Kiefer im Pfälzerwald ISSN 0931-9662	€10,--
53/2004	JAHRESBERICHT 2003 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
52/2004	MAURER (Hrsg.) Zwei Jahrzehnte Genressourcen-Forschung in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705	€15,--
51/2003	JAHRESBERICHT 2002 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
50/2003	MAURER (Hrsg.): Ökologie und Waldbau der Weißtanne – <i>Tagungsbericht zum 10. Internationalen IUFRO Tannensymposium</i> am 16-20. September 2002 an der FAWF in Trippstadt ISSN 1610-7705	€15,--
49/2002	MAURER (Hrsg.): Vom genetischen Fingerabdruck zum gesicherten Vermehrungsgut: Untersuchungen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705	€15,--
48/2002	JAHRESBERICHT 2001 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	

47/2001	JAHRESBERICHT 2000 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
46/1999	JAHRESBERICHT 1999 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
45/1999	DELB, BLOCK Untersuchungen zur Schwammspinnerkalamität von 1992–1994 in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€13,--
44/1998	JAHRESBERICHT 1998 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
43/1997	JAHRESBERICHT 1997 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
42/1997	BÜCKING, EISENBARTH, JOCHUM Untersuchungen zur Lebendlagerung von Sturmwurfholz der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie und Eiche ISSN 0931-9662	€10,--
41/1997	MAURER, TABEL (Hrsg.) [AUTORENKOLLEKTIV]: Stand der Ursachenforschung zu Douglasienschäden – derzeitige Empfehlungen für die Praxis ISSN 0931-9662	€10,--
40/1997	SCHRÖCK (Hrsg.): Untersuchungen an Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen in Rheinland- Pfalz – <i>Tagungsbericht zum Kolloquium am 04. Juni 1996 in Trippstadt</i> - ISSN 0931-9662	€ 8,--
39/1997	JAHRESBERICHT 1996 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
38/1996	BALCAR (Hrsg.) [AUTORENKOLLEKTIV]: Naturwaldreservate in Rheinland-Pfalz: Erste Ergebnisse aus dem Naturwaldreservat Rotenberghang im Forstamt Landstuhl ISSN 0931-9662	€13,--
37/1996	HUNKE: Differenzierte Absatzgestaltung im Forstbetrieb - Ein Beitrag zu Strategie und Steuerung der Rundholzvermarktung ISSN 0931-9662	€10,--
36/1996	JAHRESBERICHT 1995 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
35/1995	BLOCK, BOPP, BUTZ-BRAUN, WUNN: Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung ISSN 0931-9662	€ 8,--
34/1995	MAURER, TABEL (Hrsg.) [AUTORENKOLLEKTIV]: Genetik und Waldbau unter besonderer Berücksichtigung der heimischen Eichenarten ISSN 0931-9662	€ 8,--

33/1995	EISENBARTH: Schnittholzeigenschaften bei Lebendlagerung von Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) aus Wintersturmwurf 1990 in Abhängigkeit von Lagerart und Lagerdauer ISSN 0931-9662	€ 6,--
32/1995	AUTORENKOLLEKTIV Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 6,--
31/1995	JAHRESBERICHT 1994 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
30/1994	SCHÜLER: Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992 ISSN 0931-9662	€ 6,--
29/1994	FISCHER: Untersuchung der Qualitätseigenschaften, insbesondere der Festigkeit von Douglasien-Schnittholz (<i>Pseudotsuga Menziesii</i> (Mirb.)Franco), erzeugt aus nicht-wertgeästeten Stämmen ISSN 0931-9662	€ 6,--
28/1994	SCHRÖCK: Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren - ISSN 0931-9662	€ 6,--
27/1994	OESTEN, ROEDER: Zur Wertschätzung der Infrastrukturleistungen des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	€ 6,--
26/1994	JAHRESBERICHT 1993 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
25/1994	WIERLING: Zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten und den Konsequenzen für die Forstwirtschaft am Beispiel des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	€ 6,--
24/1993	BLOCK: Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen ISSN 0931-9662	€ 6,--
23/1993	HEIDINGSFELD: Neue Konzepte zum Luftbildeinsatz für großräumig permanente Waldzustandserhebungen und zur bestandesbezogenen Kartierung flächenhafter Waldschäden ISSN 0931-9662	€10,--
22/1993	JAHRESBERICHT 1992 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
21/1992	AUTORENKOLLEKTIV: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Zwischenergebnisse aus den Versuchsjahren 1988 - 1991 - ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen

20/1992	JAHRESBERICHT 1991 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
19/1991	AUTORENKOLLEKTIV: Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Sturm- und Immissionsschäden im Vorderen Hunsrück - "SIMS" - ISSN 0931-9662	€ 6,--
18/1991	SCHÜLER, BUTZ-BRAUN, SCHÖNE: Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von Waldbeständen ISSN 0931-9662	€ 6,--
17/1991	BLOCK, BOPP, GATTI, HEIDINGSFELD, ZOTH: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 6,--
16/1991	BLOCK, BOCKHOLT, BORCHERT, FINGERHUT, HEIDINGSFELD, SCHRÖCK: Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 ISSN 0931-9662	€ 6,--
15/1991	JAHRESBERICHT 1990 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
14/1990	BLOCK: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984 - 1989 ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
13/1990	SCHÜLER Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun - angelegt 1959 - heute noch aktuell ? ISSN 0931-9662	€ 6,--
12/1990	JAHRESBERICHT 1989 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
11/1989	BLOCK, DEINET, HEUPEL, ROEDER, WUNN: Empirische, betriebswirtschaftliche und mathematische Untersuchungen zur Wipfelköpfung der Fichte ISSN 0931-9662	€ 6,--
10/1989	HEIDINGSFELD: Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€13,--
9/1989	JAHRESBERICHT 1988 ISSN 0936-6067	
8/1988	GERECKE: Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz ISSN 0931-9662	€13,--
7/1988	BEUTEL, BLOCK: Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung (TPGE 1987) ISSN 0931-9662	€ 6,--
6/1988	JAHRESBERICHT 1987 ISSN 0931-9662	

5/1988	Die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Dienste von Wald und Forstwirtschaft - Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses Trippstadt als Dienstsitz am 10.04.1987 - ISSN 0931-9662	€ 6,--
4/1987	BEUTEL, BLOCK: Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung (TFGE 1986) ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
3/1987	BLOCK, FRAUDE, HEIDINGSFELD: Sondermeßprogramm Wald (SMW) ISSN 0931-9662	€ 6,--
2/1987	BLOCK, STELZER: Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen ISSN 0931-9662	€ 6,--
1/1987	JAHRESBERICHT 1984-1986 ISSN 0931-9662	vergriffen