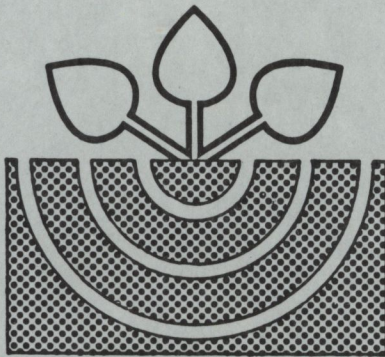


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 73
1994

ISSN - 0343-107 X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

**- Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der
jeweiligen Autoren -**

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 73, 1-122, (1994)

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Band 73

1994

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

· Sitzung Kommission IV
"Nachhaltige, zukunftssichernde Bodennutzung"
14. und 15. April 1994
LEIPZIG

Band 73

1994

I N H A L T

Band 73

Sitzung Kommission IV		Seite
Fritz, P.:	Grußworte zur Eröffnung der Tagung	11
Abo-Rady, M. und H. Meyer- Steinbrenner:	Zum Einsatz von Klärschlämmen und Komposten bei der Rekultivierung von Rohböden des Braunkohlenbergbaues	15
Bachinger, J. und E. Ahrens:	Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten auf die zeitliche Dynamik und räumliche Verteilung von bodenchemischen und mikro- biologischen Parametern der C- und N- Dynamik einer Sandbänderbraunerde	19
Bannick, C.G.:	Ist der Einsatz von externen organischen Abfällen/Reststoffen im Landbau aus der Sicht des Bodenschutzes zu tolerieren?	23
Blanck, K.:	Nachhaltige Waldboden-Restaurierung zum Aufbau stabiler Wälder auf stark ver- sauerten Böden in Syke	27
Broll, G. und K.F. Schreiber:	Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland	31
Feger, K.H.:	Nachhaltige Bodennutzung durch die Forst- wirtschaft - Aktuelle Fragen der Boden- fruchtbarkeit und Wasserschutzfunktion	35
Frielinghaus, M.:	Extensivierung zur Verminderung von Bodenverlusten und erosionsbedingten Einträgen in Gewässer	39
Gerke, J., W. Römer und U. Meyer:	Die Nutzung von Bodenphosphaten durch chemische Phosphatmobilisierung von Leguminosen	43
Gutser, R. und N. Claassen:	Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirt- schaftsdüngern und kommunalen Komposten	47
Hintzsche, E. und E. Kuntzsch:	Zur Vegetationsentwicklung auf Still- legungsflächen und die Eingliederung der Brache in die Fruchtfolge	51
Jahn, R., N. Billen, A. Lehmann und K. Stahr:	Bodenerhaltung durch Extensivierung und Flächenstilllegung	55

	Seite	
Jauhiainen, E.:	Die Bodenbelastung an der Wolga in der autonomen Republik Maren	59
Kerschberger, M.:	Optimale N-Düngung sichert hohe Erträge, ausgeglichene N-Bilanzen und niedrige N_{\min} -Gehalte des Bodens	63
Klimanek, E.-M.:	Nachwachsende Rohstoffe und ihr Einfluß auf den Boden	67
Knappe, S.:	Ergebnisse von Lysimeteruntersuchungen und Tiefenbohrungen auf einem Sandlöß-tieflehm-Staugley	71
Körschens, M. und A. Müller:	Nachweis nachhaltiger Bodennutzung	75
Lickfett, T. und E. Przemeczek:	Einfluß vermindelter Produktionsintensität auf die N_{\min} -Werte von Rapsfruchtfolgen	79
Litz, N. und U. Müller-Wegener:	Organische Schadstoffe in Klärschlämmen und Komposten - bei landwirtschaftlicher Anwendung eine Gefahr für den Boden?	83
Meissner, R. und H. Rupp:	Langzeitwirkungen über den Einfluß einer gestaffelten Mineraldüngung auf den Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser bei unterschiedlichen Standort- und Nutzungsbedingungen - Lysimeter-versuchsergebnisse von 1985 - 1993	87
Merbach, I.:	Regenwürmer als Bioindikatoren für die bodenökologische Wirkung landbaulicher Bodennutzungen	91
Merbach, W., J. Augustin und H. Käding:	Einfluß von N-Düngung und Wasserregime auf die Lachgasfreisetzung degradiertes Niedermoorböden Nordostdeutschlands	95
Meyer, U., J. Gerke und W. Römer:	Einfluß von Citronensäure auf die Löslichkeit und die Aufnahme von Cu und Zn durch Weidelgras	99
Moritz, C., E. Scheller, U. Koi, M. Zimmermann, U. v. Damitz und S. Papaja:	Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone - Ergebnisse von Tiefenbohrungen auf Dauerfeldversuchen und auf Praxisflächen	103
Ols, H.-W., J. Warnusz und W. Werner:	Klärschlamm-Anwendung und nachhaltige Bodennutzung - Auswirkungen langjähriger Klärschlamm-Anwendung auf chemische und mikrobiologische Bodenfruchtbarkeitskenndaten einer LÖß-Parabraunerde	107

	Seite
Rogasik, H., M. Joschko und J. Brunotte:	Nutzung der Röntgen-Computertomographie zum Nachweis von Gefügeveränderungen durch Mulchsaat 111
Stegemann, K., M. Körschens und V. Weise:	Erkennen von Langzeitwirkungen 115
Thiere, J., M. Zeidler, M. Lentz- Worobjew und S. Lorenz:	Anbaueignung und Umwidmungskategorien in Gemeinden, Kreisen und Gebieten von Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen-Anhalt - Übersichtskarten und Flächennachweise 119



MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommission IV

"Nachhaltige, zukunftssichernde Bodennutzung"

am 14. und 15. April 1994

in

LEIPZIG

Band 73

1994



Grußworte zur Eröffnung der Tagung

von

Fritz, P *

Herr Präsident, meine Damen und Herren,

ich begrüße Sie zur Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, die unter dem Thema "Nachhaltige, zukunftssichernde Bodennutzung" steht.

Ganz besonders freue ich mich natürlich, daß diese Tagung hier im Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) stattfindet.

Ich nehme an, daß die Mehrheit von Ihnen wenig über das UFZ weiß. So ist es sicher angebracht, daß ich Ihnen unser Haus ganz kurz vorstelle und einen Überblick darüber gebe, an welchen Forschungsthemen unsere Wissenschaftler arbeiten.

Zuvor jedoch ein paar Worte zur Geschichte.

Auf dem Gelände unseres Forschungszentrums produzierte während des Dritten Reiches eine der größten Munitionsfabriken. Nach dem Krieg befanden sich hier verschiedene Institute der Akademie der Wissenschaften der DDR. Mit der Wende entschloß sich dann das Bundesministerium für Forschung und Technologie, damals mit Herrn Bundesminister Riesenhuber, im Gebiet Leipzig/Halle ein Umweltforschungszentrum aufzubauen. Es gab mehrere Gründe, weshalb dieses Zentrum gerade hier entstehen sollte. Erstens bestand die Notwendigkeit zur Sanierung der stark belasteten Umwelt in dieser Region. Man wollte ein Zentrum schaffen, das in der Lage war, einen Beitrag zu dieser Sanierung zu leisten, Konzepte zu entwickeln und letztlich diese entwickelten Konzepte auch nach außen, vor allem in Richtung Osteuropa, zu tragen. Entscheidend war ebenfalls das hier vorhandene Wissenschaftspotential und die Tatsache, daß schon viele Jahre hinweg, oft nicht sichtbar, regionale und lokale Untersuchungen sehr intensiv durchgeführt wurden. Im Gesundheitsbereich gibt es z.B. Datenbasen, die die Epidemiologen in den neuen Bundesländern sehr zu schätzen wissen. Natürlich hat das Umweltforschungszentrum auf dieses vorhandene Potential zurückgegriffen. 90 % unserer Mitarbeiter kommen aus den neuen Bundesländern. Wir sind aber eine Großforschungseinrichtung des Bundes, die für ganz Deutschland aufgebaut wurde.

* Prof. Dr. Peter Fritz, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, PF 2, 04301 Leipzig

Aus diesem Grund werden alle Stellen selbstverständlich gesamtdeutsch ausgeschrieben, so daß sich langsam die Verhältnisse etwas verschieben. Bei den Doktoranden wird dies schon deutlich. Sie kommen je zur Hälfte aus den neuen und den alten Bundesländern. Wir haben zur Zeit 35 Doktoranden und hoffen, daß diese Zahl im Laufe des Jahres auf 47 ansteigt. Insgesamt stehen uns gegenwärtig 380 Planstellen zur Verfügung. Dazu kommen noch Postdocs, Doktoranden, Drittmittelstellen etc. Der dritte Grund für den Aufbau dieses Umweltforschungszentrums war, daß in ganz Westdeutschland kein vergleichbares Zentrum bestand. Es gibt zwar Großforschungseinrichtungen wie das GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, das Kernforschungszentrum Karlsruhe (KFK) und das Forschungszentrum Jülich (KFA), die den Aspekt Umwelt einbeziehen, aber immer unter einem anderen Blickwinkel. Die GSF z. B. beschäftigt sich mit dem Schwerpunkt Umwelt und Gesundheit. Umwelt und Technik sind Forschungsgegenstand des KFK. Hier in Leipzig sollte ein Zentrum aufgebaut werden, welches sich ausschließlich dem Thema Umwelt in all seinen Facetten widmet. Dazu gehört auch die Einbeziehung von Geistes- und Rechtswissenschaften sowie der Umweltökonomie.

Im folgenden möchte ich Ihnen einen Überblick über die Struktur der Forschung im UFZ geben. Das UFZ ist eine GmbH, deren Gesellschafter das Bundesministerium für Forschung und Technologie und die Länder Sachsen und Sachsen-Anhalt sind. Es gibt auf der einen Seite zehn wissenschaftliche Sektionen, deren Aufgaben vor allem im weiten Feld der Grundlagenforschung liegen. Auf der anderen Seite wurden die vier Projektbereiche Bergbaufolge- und Industrielandschaften, Agrarlandschaften, Naturnahe Landschaften und Urbane Landschaften gebildet, die die Arbeiten der Wissenschaftler in den Sektionen fachlich und administrativ koordinieren.

Ich darf Ihnen jetzt die zehn wissenschaftlichen Sektionen vorstellen.

Wir haben bis zum heutigen Tag eine **Analytik** aufgebaut, die wir vom anorganischen über den organischen bis hin zum Isotopenbereich in einer Qualität und einer Vollständigkeit ausgerüstet haben, wie sie in nur wenigen Instituten in Deutschland vorhanden ist. Die Sektion **Angewandte Landschaftsökologie**, bei der die Regionalisierung, die übergreifende Modellierung, die Soziologie und die Umweltökonomie angesiedelt sind, hat eine übergreifende Funktion. Die **Biozönoseforschung** ist hauptsächlich eine Makrobiologie, wobei Zoologie und Botanik eine Rolle spielen. Die Sektion **Bodenforschung** wurde auf dem Gelände der alten Forschungsstätte Bad Lauchstädt aufgebaut, die vielen von Ihnen sicherlich bekannt ist und in der seit fast 100 Jahren landwirtschaftliche Forschung betrieben wird. Die **Expositionsforschung und Epidemiologie** ist der Teil, der die Verbindung zur Medizin herstellt. Dabei betrachten wir uns nicht als Konkurrenz zur GSF, sondern als Ergänzung. Wir betreiben nicht die übergreifende großräumige Epidemiologie, sondern eine Epidemiologie, die sich auf bestimmte Schadstoffeinträge beschränkt. Wir haben natürlich eine **Hydrogeologie**. Diese Sektion beschäftigt sich mit klassischer Grundwasserhydraulik, mit hydraulischer Modellierung, mit Geochemie und Schadstoffhydrologie. Aufgabe der Sektion **Ökosystemanalyse** ist es,

mathematische Modelle zur Beschreibung von ökologischen Prozessen zu liefern. Es werden einerseits sehr spezifische, andererseits aber auch sehr großräumige Probleme bearbeitet. Die **Sanierungsforschung** ist das Bindeglied zwischen Grundlagenforschung und der praktischen Umsetzung der Forschungsergebnisse. In enger Verbindung zu dieser Sektion wird derzeit, gemeinsam mit der DECHEMA in Frankfurt, ein Umweltbiotechnologisches Zentrum aufgebaut. In diesem Rahmen wird es eine sehr enge Zusammenarbeit mit der Industrie geben. Auf unserem Gelände wird dazu eine Versuchshalle eingerichtet, in der Pilotversuche verschiedenster Art gemacht werden. Die **Chemische Ökotoxikologie** ist die Sektion, die sich mit der Toxikologie von chemischen Substanzen der Umwelt, aber auch mit Struktur-Wirkungs-Beziehungen auseinandersetzt. In der Sektion **Umweltmikrobiologie** arbeiten etwa 40 Mitarbeiter. Sie beschäftigen sich u.a. mit der Struktur und Dynamik aquatischer und terrestrischer mikrobieller Biozönosen sowie dem Schicksal allochthoner Mikroorganismen in schadstoffbelasteten Ökosystemen. Last but not least die **Max-Planck-Arbeitsgruppe Umweltrecht**. Sie wird gemeinsam mit der Max-Planck-Gesellschaft finanziert und ist dem UFZ seit 1. Januar offiziell angegliedert.

Noch einige Bemerkungen zum Problem der Zusammenarbeit mit den Universitäten. Ich habe schon angedeutet, daß wir sehr eng mit der Universität Leipzig zusammenarbeiten. Wir hoffen, daß eine ähnlich enge Verbindung auch mit der Universität Halle zustande kommt. Diese Zusammenarbeit wird sich natürlich in erster Linie auf die Forschung beziehen, aber auch die Lehre wollen wir zunehmend einbeziehen. Wir wollen in Zukunft versuchen, gemeinsam mit den Universitäten Studienprogramme im Umweltbereich aufzubauen, in denen die Interdisziplinarität stärker als bisher betont wird. Eine erste gemeinsame Berufung von UFZ und Universität Leipzig ist im Bereich der Umweltmedizin bereits erfolgt. In nächster Zeit werden ebenso gemeinsame Berufungen von UFZ und Universität Halle angestrebt. Vor allen Dingen hoffen wir, daß es gelingt, zusammen mit der Universität Halle ein Agrarökosystemzentrum aufzubauen.

Abschließend möchte ich noch einmal betonen, daß wir eine Großforschungseinrichtung sind und als solche nicht zu vergleichen mit den Landesämtern oder dem Umweltbundesamt. Die Richtung unserer Arbeit wird zwar im großen Rahmen vorgegeben, aber im einzelnen vom UFZ selbst gestaltet. Uns wird ein relativ hohes Maß an akademischer Freiheit zugestanden, und wir hoffen, daß dies in Zukunft auch so bleibt.

Ich wünsche Ihnen einen guten Verlauf Ihrer Tagung.

**Zum Einsatz von Klärschlämmen und Komposten bei der
Rekultivierung von Rohböden des Braunkohlenberg-
baues**

von

Abo-Rady, M.¹ und H. Meyer-Steinbrenner²

Die jährlich rekultivierte Fläche des Braunkohlenbergbaues in Deutschland beträgt schätzungsweise 1200 ha. Würde man diese Fläche ausnahmslos mit Kompost oder Klärschlamm zwecks Rekultivierung behandeln, so stellen diese kaum ein Entsorgungspotential für diese Reststoffe dar. Der bislang fälschlicherweise existierende Eindruck einer unbegrenzten Entsorgungsmöglichkeit soll revidiert werden. Eine Befragung in den vier Braunkohlenrevieren (BKR) - NRW, Helmstedt, Mitteldeutschland und Lausitz - zeigte, daß gegenwärtig bis auf die Lausitz kein Interesse an Klärschlamm Einsatz existiert. Mehr Akzeptanz findet der Biokompost. Dieser wird allerdings noch nicht eingesetzt, und zwar so lange bis die Wirkung auf biologische, physikalische und chemische Eigenschaften an bergbaueigenen Rohböden getestet worden ist. Um Kosten zu minimieren, ist hierfür ein eigenes Kompostierungswerk (Grünschnitt) in BKR Helmstedt geplant.

In Bezug auf die anzuwendenden Mengen an Klärschlamm/Kompost gilt folgendes:

1. Eine Verwertung für die Rekultivierung kann rechtlich gesehen nur als einmalige Gabe (als Initialzündung) angesehen bzw. akzeptiert werden. Die Größenordnung dieser Gabe wird in Abhängigkeit von Bodensubstrat, Art der Folgenutzung und Pflanzenbedarf im Einzelfall festgelegt (siehe unten). Für die Regelung weiterer Gaben auf landbaulich genutzten Kippenflächen gelten dann die AbfKlärV (1992), Düngemittelanwendungsverordnung (1992), und zukünftig die geplante Kompostverordnung. Als technische Regel soll das LAGA-Merkblatt 10 (1984) herangezogen werden bis zukünftig ein spezielles, für die Rekultivierung devastierter Flächen konzipiertes Regelwerk, fertiggestellt ist (siehe unten).
2. Es existiert in den ersten Jahren der Bewirtschaftung kein Anspruch auf Maximalerträge oder Intensivbewirtschaftung. Vielmehr ist das Ziel, diese Rohböden begrünungsfähig zu machen und nachhaltig positiv zu beeinflussen. Deswegen ist eine Intensivdüngung nicht erforderlich.
3. Die Verwertung von großen Mengen an Klärschlamm oder Kompost auf Rekultivierungsflächen ist mit einer Reihe von ökologischen Risiken verbunden, die aus den spezifischen Eigenschaften der Rohböden und komplizierten hydrologischen Verhältnissen in den aufgelassenen Tagebauen resultieren (ABO-RADY & MEYER-STEINBRENNER, 1994).
4. Die anzuwendende Menge soll prinzipiell am Nährstoffbedarf der Vegetation unter Berücksichtigung standortspezifischer Gegebenheiten bemessen werden (schlagbezogene Bedarfsermittlung). Ökologische Fragen müssen berücksichtigt werden (Qualität, Schadstofffrachten, Grundwasserbelastung usw.). Bei einer forstwirtschaftlichen Rekultivierung kann man prinzipiell davon ausgehen, daß die Jungbäume im ersten Jahr ihren Nährstoffbedarf vorwiegend aus den Baum-

¹)Landesamt für Umwelt und Geologie, Bereich Boden und Geologie, Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg

²)Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Ostra-Allee 23, 01067 Dresden

schulballen abdecken können und weniger aus dem umliegenden Bereich. Daher ist beim Einsatz von Klärschlamm/Kompost zu empfehlen, diese Flächen vor der Aufforstung und unmittelbar nach der Verwertung der genannten Stoffe mit Luzerne, Gras oder Luzerne/Gras-Mischung flächendeckend zu begrünen. Auf diese Art werden die freigesetzten Nährstoffe abgeschöpft und die Erosionsgefahr eingedämmt. Dieser Unterbewuchs gilt dann als Gründüngung und wirkt standortschonend.

5. Die Verfügbarkeit der im Klärschlamm/Kompost enthaltenen Nährstoffe ist unterschiedlich (Tab. 1). Es kann insbesondere bei N, P, Mg nicht direkt auf den Düngewert geschlossen werden. Wegen der hohen Verfügbarkeit des Kaliums spielt die Kaliumfracht eine limitierende Rolle. Weitere einschränkende Frachten wären die von Bor, Schwermetallen und Salzen. Bei 10 t TS Biokompost mit 2 - 6 % Salzgehalt betragen die Salzfrachten 200 - 600 kg Salz/ha. Hohe Salzfrachten verschlechtern die ohnehin problematische Wasserqualität der Restlochseen.

Anforderungen an die Verwertung

1. Inwertsetzung

Die eingesetzten Klärschlämme und Komposte müssen die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Rohböden nachhaltig positiv beeinflussen. Die bisher diesbezüglich von Rekultivierungsflächen vorliegenden Forschungsergebnisse sind nicht ausreichend.

2. Verschlechterungsverbot des Standortes

Durch den Eintrag von Klärschlämmen/Komposten darf es nicht zur Schadstoffanreicherung im Boden und zu einem Schadstoffaustrag in das Grundwasser kommen. Dies kann nur durch den Einsatz von begrenzten Mengen an hochwertigen, schadstoffarmen Klärschlämmen/Komposten erfolgen. Zu fordern ist nach wie vor, nicht den Träger, sondern die Quellen von Schadstoffen zu eliminieren.

3. Verdünnungsverbot

Die für die unschädliche Verwertung maßgeblichen Konzentrationen an Schadstoffen dürfen zum Zweck einer umweltgerechten Verwertung von Klärschlämmen/Komposten nicht mit geringer belastetem oder unbelastetem Material vermischt werden.

4. Einsatzverbot von mehreren organischen Verbesserungsmitteln innerhalb eines Jahres

Speziell in der Lausitz bestehen Überlegungen zum parallelen Einsatz von:

- a) bis zu 8000 t Kraftwerksasche/ha für Meliorationszwecke. Dadurch erfolgen beträchtliche Gesamtfrachten an Schwermetallen, Sulfaten, Bor und möglicherweise an Dioxinen/Furanen.
 - b) bis zu 50 000 t/ha Kohletrübe. Bei C_1 -Gehalten von 40 % entspricht dies 20 000 t C_1 /ha. Kohletrübe ist säureliefernd und wirkt in den leichten sauren Rohböden pH-senkend. Dazu kommen auch unterschiedliche Schwermetallfrachten.
 - c) bis zu 25 t Klärschlamm TS/ha (entspricht 5,8 t C_1 /ha).
- Solche Überlegungen sind vom Gesetzgeber abzulehnen und in geregelte Bahnen zu bringen.

Ausblick

Von einer gemeinsamen Arbeitsgruppe der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaften Bodenschutz (LABO) und Abfall (LAGA) wird gegenwärtig an den "Technischen Regeln für die Untersuchung und Bewertung von Reststoffen für eine Verwertung auf devastierten und vom Bergbau inanspruchgenommenen Flächen - Teil: Organische Reststoffe" - gearbeitet. Diese Arbeit erfolgt im Auftrag der Umweltministerkonferenz und soll dieser zur 43. UMK im November 1994 vorgelegt werden. Arbeitsschwerpunkt ist zunächst die Klärschlamm/Kompostverwertung auf Braunkohlenrekultivierungsflächen. In weiteren Abschnitten wird die Verwertung anderer für die Rekultivierung relevanter Reststoffe auf weiteren Typen devastierter Flächen sowie Bergbauflächen behandelt.

Literatur

- ABO-RADY, M. & H. MEYER-STEINBRENNER: Klärschlammverwertung für die Rekultivierung von Kipprohböden in den Braunkohlenrevieren Mitteldeutschlands und der Lausitz. Wasser und Boden 46, H. 4, S. 58-65, 1994.
- BIOTONNE: Erfassung und Kompostierung organischer Bestandteile des Hausmülls im Landkreis Schweinfurt. Schriftenreihe zur Umwelttechnik, Bd. 1, Verl. TÜV Rheinland, 315 S., 1990.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT und FORSTEN: Referentenentwurf der Düngemittel-Anwendungsverordnung vom 16.4.1992.
- KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (AbfKlärV) vom 14.9.1992, BGBl. I, S. 912-934.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA): Merkblatt 10 - Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müll/Klärschlamm. Mitt. der LAGA, 8, Berlin: Erich Schmidt Verlag, 1984.
- POLETSCHNY, H.: Möglichkeiten und Grenzen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. Vortrag zum ATV-Fortbildungskurs G/3-Klärschlamm Entsorgung, Fulda, März 1992.
- VOGTMANN, H.: Verwertung von Kompost: Düngewert und Düngewirkung. In: Fricke, K. et al. (Hrsg.): I. Witzenhäuser, Abfalltage, S. 9-27, Göttingen 1989.

Tabelle 1: Nährstoffgehalte im Klärschlamm und im Biokompost

Element	Gesamtgehalt in % von TS				Pflanzenverfügbare Anteile in % vom Gesamtgehalt		Gesamtgehalt (% v. TS) in einer einmaligen Gabe von	
	Klärschlamm ¹⁾		Biokompost ²⁾		Klärschlamm ³⁾	Biokompost ⁴⁾	5 t TS Klärschlamm	10 t TS Biokompost
	\bar{x}	min - max	\bar{x}	min - max			\bar{x}	\bar{x}
N	3,84	0,01 - 24,6	1,00	0,28 - 1,95	10 (+90% des NH ₄ -Geh.)	0,4 - 9,4	192 (bis 1230)	100 (bis 250)
P ₂ O ₅	3,65	0,02 - 34,4	0,53	0,05 - 2,29	30	16 - 40	182 (bis 1825)	53 (bis 229)
K ₂ O	0,42	0,01 - 9,5	1,10	0,10 - 2,30	100	> 80	21 (bis 475)	110 (bis 230)
MgO	0,97	0,01 - 12,2	1,01	0,64 - 1,85	-	-	49 (bis 610)	101 (bis 185)
CaO	7,37	0,01 - 72,7	5,07	2,13 - 7,00	-	-	369 (bis 3635)	507 (bis 700)

1) 8600 Proben (POLETSCHNY 1992)

2) 38 Proben (BIOTONNE 1990)

3) Mündl. Mitteilung LUFA Leipzig 1994

4) VOGTMANN 1989

Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten auf die zeitliche Dynamik und räumliche Verteilung von bodenchemischen und mikrobiologischen Parametern der C- und N-Dynamik einer Sandbänderbraunerde

von

Bachinger, J.¹ und E. Ahrens²

1. Einleitung und Problemstellung

Produktionssysteme des Organischen Landbaus haben das Ziel, durch möglichst geschlossene Nährstoffkreisläufe die natürlichen Ressourcen des Standortes optimal zu nutzen und auf externe Steuermechanismen wie chemischen Pflanzenschutz und vor allem chemisch-synthetischen N-Dünger zu verzichten. Somit erfolgt die Stickstoffversorgung der Nichtleguminosen-Kulturpflanzen im wesentlichen durch die Rezyklierung des Leguminosenstickstoffs über den Tierhaltungsbereich nach Mineralisierung des organisch gebundenen Stickstoffs aus den applizierten Wirtschaftsdüngern bzw. aus den verschiedenen N-Fractionen der organischen Bodensubstanz. Bodenuntersuchungsmethoden zur Abschätzung des aktuellen N-Mineralisierungspotentials sind zur Optimierung des Einsatzes des nur begrenzt verfügbaren Wirtschaftsdüngers in organischen Produktionssystemen von großen Interesse.

Neben verschiedenen mineralischen bzw. organischen N-Fractionen in ihrer zeitlichen Dynamik und räumlichen Verteilung stellen bodenmikrobiologische Aktivitäts- und Zustandsparameter Schwerpunkte der Untersuchungen zu diesem Themenkomplex dar, da nach BECK (1992) jegliche Nachlieferung an pflanzenaufnehmbarem N aus organisch gebundenen N-Formen wegen des Fehlens von zellfreien Desaminasen im Boden den Weg über die mikrobielle Biomasse nehmen muß.

2. Material und Methoden

Grundlage der Untersuchungen bildete ein seit 1980 auf Sandbänderbraunerde (IS, 22 Bdpkt.) durchgeführter Dauerdüngungsversuch (3 Düngungsarten: I = NPK, II = Stallmistkompost + Jauche, III = Stallmistkompost + Jauche + biologisch-dynamische Kompost- und Spritzpräparate; 3 Düngungsstufen: Halm-/Hackfrüchte: 1 = 60/50 kg N/ha, 2 = 100 kg N/ha, 3 = 140/150 kg N/ha. Vergleich ab 1983 auf N-Gleichheit; 4 Teilflächen (A-D) x 4 Feldwiederholungen) (ABELE 1987). Die N_i-Gehalte der beiden Stallmistkomposte unterschieden sich über die Jahre nicht.

Dargestellte Parameter:

C_{org}; N_i; CaCl₂-extrahierbares N_{org} (HOUBA et al. 1986); Dehydrogenaseaktivität (DHA) nach THALMANN (1968); Proteaseaktivität (PA) (LADD u. BUTLER 1972); Chloroform-fumigation-extraction-(CFE)-Biomasse-N nach BROOKES et al. (1985), CFE-Biomasse-C nach TATE et al. (1988).

3. Ergebnisse und Diskussion

Die im folgenden dargestellten Bodenuntersuchungen erfolgten auf der jeweiligen Winterroggen-Teilflächen der Jahre 1989 (Teilfl. A) und 1991 (Teilfl. D) an Proben der Ackerkrume (0-10 und 0-25 cm) der höchsten Düngungsstufe. Sie wurden aus einem Untersuchungsprogramm, das in den Jahren 1988-1992 durchgeführt wurde, ausgewählt.

Sowohl in den C_{org}- wie auch den N_i-Gehalten unterschieden sich sämtliche Düngungsarten (vgl. KOOP 1993) signifikant, wobei III die höchsten Werte aufwies (vgl. Tab.1). Der Einfluß der

-
- 1) Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF); Institut für Landnutzungssysteme, Abteilung Epidemiologie/Organischer Landbau, Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg
 - 2) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur, Univ. Gießen, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen

Düngungsintensität fiel dagegen deutlich geringer aus (BACHINGER et.al. 1992).

Die mikrobiologischen Parameter zeigten vor allem bei Teilfläche A zwischen mineralisch einerseits und den beiden organischen Varianten II und III andererseits eine Differenzierung, welche die der C_{org} -Gehalte noch deutlich überstieg.

Hingegen unterschieden sich II und III (vor allem in der Oberkrume) bei den mikrobiologischen Aktivitäts- und Zustandsgrößen deutlich geringer als in den C_{org} -Gehalten. Im Gegensatz zur PA nahm bei der DHA diese Differenzierung zwischen II und III mit Ausnahme von 1991 (Teilfl. D) in allen untersuchten Jahren deutlich zu. Auf Teilfläche D trat dies erst im Bereich des Unterbodens (25-55 cm) wieder auf (Tab 2). Bei der erst im Februar 1992 möglichen verschleppungsfreien Probenahme von Ober- und Unterboden lag die DHA von III im Unterboden um 91% und die von II nur um 37% über der von I (Tab. 2). Dies ist in Verbindung mit der bei III im Vergleich zu II gefundenen starken relativen Zunahme der C_{org} -Gehalte als eine mit der Bodentiefe zunehmend besseren C-Versorgung bei III zu interpretieren. Ursache dafür ist in der deutlich stärkeren Durchwurzelung besonders des Unterbodens bei III im Vergleich zu II zu sehen (BACHINGER et al. 1993 und MEUSER 1989).

Die zeitliche Dynamik sämtlicher untersuchter Parameter zeigte bei allen Düngungsarten ähnliche Verläufe, wobei sich die mineralische Variante I nicht nur durch wesentlich geringere Absolutwerte deutlich von den beiden organischen Varianten II und III, sondern auch durch eine geringere Amplitude der Kurvenverläufe unterschied (Abb. 1 und 2). Die prozentual größeren Schwankungen zeigten sich bei den Kurvenverläufen von III im Vergleich zu den anderen Varianten. Verstärkt zeigte sich dieser Effekt bei den Unterkrumenverläufen.

Allgemein unterschieden sich die PA-Werte im Gegensatz zur DHA zwischen II und III nur geringfügig, was zusammen mit den zu keinem Termin sich unterscheidenden Nitratgehalten und den nahezu identischen Erträgen, trotz unterschiedlichen Humusniveaus, für quantitativ gleiche Stoffumsetzungen beider Varianten spricht.

Tab.1: Bodenchemische (Mittelwerte aus Frühjahrs- und Herbstwerten) und bodenmikrobiologische Parameter (Mittelwerte der in Abb.1 und 2. dargestellten Zeiträume) in Abhängigkeit von Düngungsart und Krumentiefe; Düngungsstufe 3; *) gewichteter Mittelwert aus Ober- und Unterkrume; 1) mg N_{org} /100 g; 2) μg Tyr / g; 3) mg TPF; 4) mg C_{mic} / 100g; 5) mg N_{mic} / 100g

Boden- tiefe	Düng- art	Teilfl.: A / 1989					Teilfl.: D / 1991					
		C_{org} %	N_t ‰	N_{org} 1)	PA 2)	DHA 3)	C_{org} %	N_t ‰	N_{org} 1)	C_{mic} 4)	N_{mic} 5)	DHA 3)
0-10	I	0,84	0,066	0,47	0,27	151,2	0,86	0,070	1,76	18,8	3,24	84,6
	II	1,08	0,090	0,58	0,41	229,2	1,02	0,085	2,07	24,9	4,14	114,6
	III	1,22	0,098	0,58	0,44	246,5	1,14	0,095	2,32	27,1	4,61	123,1
10-25	I	0,69	0,056	0,40	0,20	57,2	0,82	0,067	1,84	16,0	2,73	66,1
	II	0,83	0,068	0,52	0,30	83,2	0,94	0,073	2,25	19,3	3,23	80,7
	III	0,95	0,080	0,56	0,33	100,3	1,04	0,086	2,35	21,1	3,50	83,0
in % I												
0-10	I	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	II	129	136	123	152	152	119	121	118	133	128	121
	III	145	148	124	163	163	132	135	132	145	142	135
10-25	I	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	II	120	121	128	150	145	115	109	122	120	119	115
	III	138	143	139	165	175	127	128	128	131	128	127
auf C_{org} bezogen in % I												
0-25 *)	I	-	-	100	100	100	-	-	100	100	100	100
	II	-	-	102	122	121	-	-	104	108	105	110
	III	-	-	94	116	119	-	-	100	106	104	105

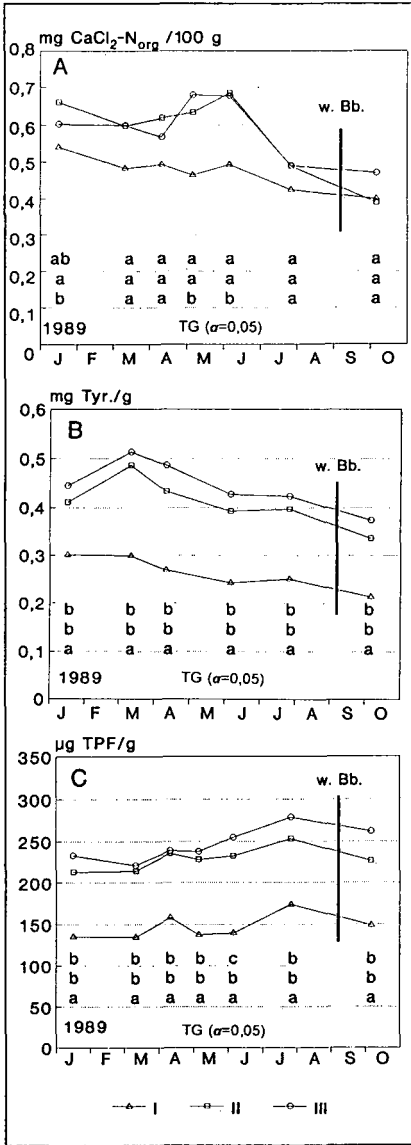


Abbildung 1: Entwicklung der Gehalte an $CaCl_2-N_{org}$ (A), der PA (B) und der DHA (C) auf Teilf. A 1989 in 0-10 cm in Abhängigkeit der Düngungsart (Varianzanalyse u. V. des Tukey-Tests; w.Bb. = wendende Bodenbearbeitung)

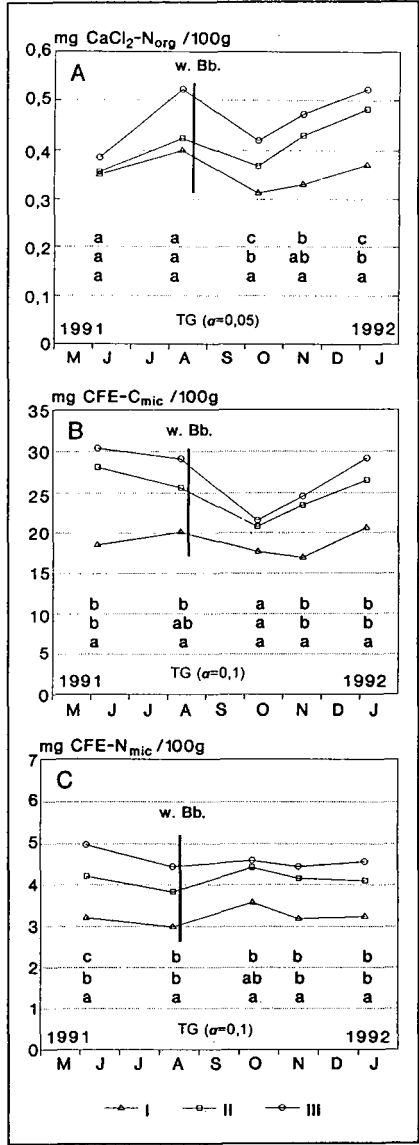


Abbildung 2: Entwicklung der Gehalte an $CaCl_2-N_{org}$ (A), mikrobiellem Biomasse-C (B) und -N (C) (CFE) auf Teilfläche D, 1991/92, in 0-10 cm in Abhängigkeit der Düngungsart

Engere Zusammenhänge zwischen den Gehalten an leichtlöslichem N_{org} und mikrobiol. Parametern ergaben sich nur zu den C_{mic} -Gehalten während der Herbstmineralisationsphase nach wendender Bodenbearbeitung und Wiederbefeuchtung durch Herbstniederschläge. Die CFE- N_{mic} -Gehalte wie auch die nicht dargestellte DHA und SIR- C_{mic} blieben im Beobachtungszeitraum nahezu unverändert.

Wie auch 1989 während der Hauptwachstumsphase des Winterroggens scheinen Mineralisationsvorgänge mit einer Zunahme der leichtlöslichen N-Verbindungen und des C-Gehaltes der mikrobiellen Biomasse verbunden zu sein. Somit erwiesen sich CFE- C_{mic} in Verbindung mit $CaCl_2-N_{org}$ als Indikatoren für die Dynamik des mikrobiellen Stoffwechselfgeschehens besonders organisch gedüngter Böden von den hier untersuchten mikrobiologischen Parametern als am besten geeignet. Zur quantitativen Bestimmung des N-Mineralisierungspotentials organisch gedüngter Böden eignet sich gerade die N_{org} -Methode, wie die Untersuchungen sämtlicher Düngungsstufen 1989 (BACHINGER et al. 1992) zeigen konnten, dagegen nicht.

Tabelle 2: Untersuchungen von C_{org} -Gehalt und DHA (12.02.1992) nach Winterroggen in Abhängigkeit von Düngungsart und Bodentiefe (zweifaktorielle Varianzanalyse; TG = Tukey Grouping)

Untersuchung	Düngungsart	0-25 cm		25-55 cm	
		TG	% I	TG	% I
Corg- Gehalte (% TS)	I	0,80 a	100	0,26 a	100
	II	0,99 b	124	0,27 a	104
	III	1,21 c	151	0,37 b	142
MSD ($\alpha=0,05$)		0,13		0,09	
DHA (μg TPF)	I	126,8 a	100	15,3 a	100
	II	164,0 b	129	20,8 b	137
	III	184,5 c	146	29,1 c	191
MSD ($\alpha=0,05$)		9,5		5,3	

- ABELE, U. (1987): Produktqualität und Düngung - Mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch. Schriftenreihe des BML, 345
- ANDERSON, J.P.E. und DOMSCH (1980): Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.* 130, 211-216
- BACHINGER, J., E. AHRENS u. K. MAHNKE (1992): Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten und -stufen eines elfjährigen Feldversuches auf verschiedene N-Fractionen und bodenmikrobiologische Parameter sowie auf Wurzelwachstum und Ertrag. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35, 571-574
- BACHINGER, J., E. AHRENS, U. KÖNIG, u. K. MAHNKE (1993): Einfluß unterschiedlicher Düngesysteme auf die Wurzelentwicklung von Winterroggen auf einem Sandstandort. *Ökophysiologie des Wurzelraumes* Nr. 4, 13-16
- HOUBA, V.J.G., NOVOZAMSKY, I., HUYBREGTS, A.W.M. and LEE, J.J. van der (1986): Comparison of soil extractions by 0.01 M $CaCl_2$, by EUF and by some conventional extraction procedures. *Plant and Soil*, 96, 433-437
- MEUSER, H. (1989): Einfluß unterschiedlicher Düngungsformen auf Boden und Pflanze. Diss. TU Berlin
- LADD, J.N. and J.H.A. BUTLER (1972): Short-term essays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptides derivatives as substrates. *Soil. Biol. Biochem.* 4, 19-30
- BECK, Th., C. CAPRIEL u. Ch. MÜLLER (1992): Das Bodenuntersuchungsprogramm der LBP - Ergebnisse der humuschemischen und bodenmikrobiologischen Untersuchungen in Böden. *SoB*; 01/92
- BROOKES, P.C., A. LANDMAN u. D.J. JENKINSON (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17; 6; 837-842
- KOOP, W. (1993): Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten (mineralisch., organisch, biologisch-dynamisch) auf bodenmikrobiologische Indikatoren und Parameter der N- und C-Dynamik im Feldversuch und in Laboratoriumsversuchen. Diss. Univ. Giessen
- TATE, K.R., D.J. ROSS u. C.W. FELTHAM (1988): A direct extraction method to estimate soil microbial C: Effects of estimate soil and some different calibration procedures. *Soil Biol. Biochem.*; 20; 329-335
- THALMANN, A. (1967): Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehung zu Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Ackerböden unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität (TTC-Reduktion). Diss. Giessen

Ist der Einsatz von externen organischen
Abfällen/Reststoffen im Landbau aus der Sicht des
Bodenschutzes zu tolerieren?

von

Bannick, C.G.*

Schadstoffe können auf unterschiedlichen Wegen in den Boden gelangen. Einer dieser Wege ist die Verwertung von Abfällen/Reststoffen im Boden. Im Abfallgesetz besteht das Verwertungsgebot für Reststoffe/Abfälle, daraus wird abgeleitet, daß die Verwertung Vorrang vor der sonstigen Entsorgung hat.

Eines der wichtigsten Ziele des vorsorgenden Bodenschutzes ist es die Multifunktionalität des Bodens zu erhalten. Um sie auf Dauer zu gewährleisten wären vor allem Schadstoffeinträge in den Boden zu vermeiden, die zu Anreicherungen führen. Hierzu sind für die Erhaltung der Bodenfunktionen langfristig tolerierbare Vorgaben in bezug auf die Einträge von Schadstoffen abzuleiten. Im Rahmen einer Gesamtbilanz wären die Einträge aller Schadstoffpfade, die auf den Boden gelangen zu berücksichtigen. Vor diesem Hintergrund ist zunächst zu untersuchen, welche Einträge über den Weg der Reststoffe langfristig tolerabel sind, um kritische Anreicherungen zu vermeiden.

Aus Sicht des Bodenschutzes hat der Einsatz bzw. Verwertung eines Reststoffes/Abfalles stets unter Beachtung der Verwertung aller auf dieser Fläche potentiell einsetzbaren und eingesetzten Reststoffe/Abfällen zu erfolgen. Zu unterscheiden sind organische Abfälle/Reststoffe die aus dem stark anthropogen beeinflussten Bereich kommen, wie Klärschlamm, Kompost, Rückstände aus der Lebensmittelverarbeitenden oder der papierverarbeitenden Industrie und solche aus dem landwirtschaftlichen Bereich, wie Gülle, Stroh oder anderen Pflanzenerückstände.

Zur Zeit gibt es, mit Ausnahme des Klärschlammes, keine gesetzlichen Grundlagen auf Bundesebene für die Verwertung organischer Reststoffe. Eine Änderung wird vermutlich dann erfolgen, wenn das "Kreislaufwirtschaftsgesetz" greift, in dem die Verwertung von Sekundärrohstoffen und Sekundärrohstoffdünger geregelt werden wird.

Für die Verwertung mineralischer Reststoffe wurde von der Umweltministerkonferenz die Bund/Länder-AG "Vereinheitlichung der Untersuchung und Bewertung von mineralischen Reststoffen" unter Leitung der LAGA gebildet.

Bei der Verwertung sind in Hinblick auf den Bodenschutz insbe-

* Claus G. Bannick, Umweltbundesamt Berlin

sondere die in den Reststoffen/Abfällen enthaltenen Schadstoffe und die Frachten an organischer Substanz und Nährstoffen zu beachten.

Organische Reststoffe/Abfälle insbesondere anthropogener Herkunft enthalten mineralische und organische Schadstoffe. Um ihre Aufbringung auf Böden zu regulieren, gibt Grenzwerte in verschiedenen Regelungen, Gütezeichen oder Verordnungen. Die Frachten, die sich aus einer Anwendung ergeben, sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab 1: Schadstoffmenge die jährlich durch Klärschlamm und Kompost auf den Boden gelangen können

Element/ Verbindung	Klärschl. Verordn. lt. KSVO jährlich	LAGA M 10	RAL UZ 45 30%Org.Sub. bei 10t TS/ha	UBA Umw.Z. 30%Org.Sub. bei 10t TS/ha	Komp.Erl. BW 30%Org.Sub. bei 10t TS/ha	DMVO org/min Mischdüñ. bei 10t TS	DMVO Gülle Mischdüñ. in mg/kgTe	BGülleVO UBA-Entw.
Cd	17	33	15	10	10	40	-	-
Cr	1500	2000	1000	1000	1000	-	-	-
Cu	1333	2000	1000	750	750	2000	2000	1300
Hg	13	42	10	10	10	40	-	-
Ni	333	330	500	500	500	300	-	-
Pb	1500	2000	1500	1000	1000	2000	-	-
Zn	4167	5000	4000	3000	3000	7500	7500	4200
PCB	0,33333	-	-	-	0,33	-	-	-
AOX	833	-	-	-	-	-	-	-
PCDD/F	167 *	-	-	-	170	-	-	-

Alle Angaben in g/ha/a
* in µg TE

Aus Tab. 1 wird vor allem ersichtlich, daß die bislang getroffenen Regelungen nicht aufeinander abgestimmt sind. Die zulässigen Frachten weichen z.T. erheblich voneinander ab. So schwanken die Frachten beim Cadmium von 10 - 40 g/ha/a.

Die in den Merkblättern, Verordnungen oder Umweltzeichen geregelten Schadstoffe sind nicht reststoffspezifisch ausgewählt. Es wurden bislang bei den organischen Abfällen/Reststoffen nur Schwermetalle und einige ausgewählte Organika untersucht, die als besonders kritisch in bezug auf die menschliche Gesundheit gelten. Da aber verschiedene Reststoffe/Abfälle von ihrem Ursprung her auch verschiedene Schadstoffe enthalten können, wären die vorhandenen Schadstofflisten reststoffspezifisch zu erweitern.

Durch die bislang in den organischen Reststoffen/Abfällen zulässigen Schadstoffkonzentrationen kommt es zu Anreicherungen in den Böden. In Tab.2 sind die Auffüllungszeiträume dargestellt, die sich unter Ausschöpfung der in der Klärschlammverordnung maximal zulässigen Gehalte an Schwermetallen ergeben.

Tab 2: Potentielle Aufbringungszeiträume für Klärschlämme

Element	Gehalte in mg/kg TS	Fracht (3J) in kg/ha	Fracht (jährl.) in kg/ha	Menge d. Fläche kg/ha/30 cm	*Menge d. Fläche ** kg/ha/30 cm	Differenz in kg	Jahre
Cd	10	0,05	0,017	3	7,5	4,5	265
Cr	900	4,5	1,5	-	500	-	-
Cu	800	4	1,33	200	300	100	75
Hg	8	0,04	0,013	1,5	5	3,5	269
Ni	200	1	0,333	-	250	-	-
Pb	900	4,5	1,5	250	500	250	167
Zn	2500	12,5	4,167	600	1000	400	96

* Berechnet über die Obergrenzen der Grundgehalte ("Hintergrundwerte")

** Bodenwerte der Klärschlammverordnung

Die Ableitung der Aufbringungszeiträume erfolgte ohne Berücksichtigung der luftgetragenen Schadstoffe (TA Luft) sowie ohne Einträge aus Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln und ohne die Entzüge durch die Abfuhr von Ernteprodukten

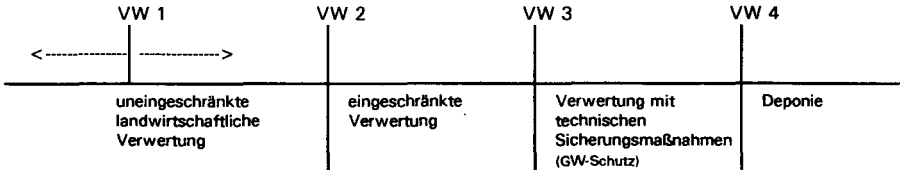
Die Aufbringungszeiträume können ausgehend von den Boden- und Reststoffgehalten errechnet werden. Bei vorliegender Tabelle wurde als "Hintergrundwert" von Böden der obere Schwankungsbereich der natürlichen Grundgehalte angenommen.

Für Cadmium ergibt sich somit eine Menge in den ersten 30 cm des Bodens je ha von 3 kg. Die durchschnittlich in Ackerböden vorkommende Menge, errechnet aus dem Bodenwert der Klärschlammverordnung, beträgt 7,5 kg. Bis zu diesem Wert ist eine uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung möglich. Dividiert man die Differenz beider Werte von 4,5 kg durch den jährlichen Eintrag von 17 g für Cadmium ergibt sich daraus ein Ausbringungszeitraum von 265 Jahren. In einer ersten Näherung wurden die in Tab. 2 dargestellten Auffüllungszeiträume ohne Berücksichtigung der luftgetragenen Schadstoffe sowie ohne Einträge aus Dünge- und Pflanzenschutzmitteln und ohne die Entzüge durch die Abfuhr von Ernteprodukten dargestellt.

Durch Austräge über Ernteprodukte findet keine wesentliche Entlastung des Standortes statt. Bei einer Ernte von 100 dt. Getreide müßte das Getreidekorn 1,7 mg/kg Cd enthalten, bei 50 dt 3,4 mg um den Eintrag der z.Z. über die Klärschlammverordnung zulässig ist, zu entziehen. Im Weizenkorn werden aber nur 0,01 bis 1 mg Cd/kg TS gefunden. Der Mittelwert liegt bei 0,17 mg/kg.

Ein wichtiges Ziel des Bodenschutzes bei der Begrenzung zukünftiger Schadstoffeinträge ist das Verschlechterungsverbot eines Standortes. Das bedeutet, daß es bei der Verwertung von Reststoffen zu keinen Stoffeinträgen kommen darf, die eine wie oben beschriebene Anreicherung zur Folge haben. Um dieses Ziel zu erreichen, sind analog zu den Technischen Regeln bereits oben erwähnten

Bund/Länder-AG auch für organische Reststoffe/Abfälle Verwertungsklassen abzuleiten. In Abb. 1 sind unterschiedliche Verwertungsklassen unterhalb des Regelungsbereiches der TA Siedlungsabfall abgeleitet.



VW 1 - Bodenwert des aktuellen Schadstoffgehaltes einer Fläche (Hintergrundwert)

VW 2 - Bodenwert der Klärschlammverordnung und Zo-Wert für PAK und PCB aus den technischen Regeln der LAGA zur Verwertung mineralischer Reststoffe sowie BGA/UBA-Bodenwert für Dioxine

VW 3 - Z 1.2 - Wert der Technischen regeln für mineralische Reststoffe

VW 4 - Z 2 - Wert der Technischen Regeln für mineralische Reststoffe

Abb 1.: Darstellung der einzelnen Verwertungsklassen mit dazugehörigen Verwertungswerten (VW).

Um eine Akkumulation an Schadstoffen im Boden auszuschließen, müssen die Schadstoffgehalte auf den mineralischen Anteil des Feststoffes abzüglich des Kalkgehaltes und der löslichen Bestandteile (Salze) bezogen werden, der nach dem Abbau der organischen Substanz im Boden verbleibt. An diesen im Boden dauerhaft verbleibenden Rest sind nun die Werte für Böden anzulegen. Der VW1-Wert entspricht dem Bodenwert des Standortes. Der VW2-Wert entspricht dem Bodenwert der Klärschlammverordnung, als durchschnittlichem Gehalt von Böden bei dem die landwirtschaftliche Nutzung noch uneingeschränkt möglich ist.

Organische Reststoffe/Abfälle der Klasse VW1 sind ohne Einschränkungen einsetzbar. Dieser Wert ermöglicht das Verschlechterungsverbot bei Böden mit natürlichen Grundgehalten zu gewährleisten. Bis zu VW 2 ist eine Verwertung im landbaulichem Bereich, mit denen in der Klärschlammverordnung formulierten Ausnahmen möglich. In der Klasse VW 3 kann nur noch eine eingeschränkte Verwertung erfolgen. Ob hier eine landwirtschaftliche Nutzung z.B. mit nachwachsenden Rohstoffen oder Pflanzen, die industriell genutzt werden, erfolgen kann, muß noch geprüft werden. Bei Erreichen der Klasse VW 4 müssen technische Sicherungen insbesondere für den Schutz des Grundwassers ergriffen werden.

Eine Verwertung organischer Reststoffe/Abfälle aus Bereichen außerhalb der Landwirtschaft wird nicht völlig ausgeschlossen, da sie partiell durchaus positive Wirkungen zeigen können. Wenn verwertet wird, kann dies nur unter den Vorgaben des Bodenschutzes erfolgen, denn um ihn - **den Boden** - geht es letztendlich.

Nachhaltige Waldboden-Restaurierung zum Aufbau stabiler Wälder auf stark versauerten Böden in Syke

von

Blanck, K.

1. Ausgangslage

Die hier untersuchten Flächen liegen im niedersächsischen Forstamt Syke 20 km südlich von Bremen in ca. 50 m Höhe über NN. Das Wuchsgebiet ist durch ein kontrastarmes, atlantisch bis subkontinentales Klima mit 740 mm Jahresniederschlag und 8,4 °C Jahresmitteltemperatur geprägt. Aus dem Sandlöß (80 - 130 cm) über Geschiebelehm haben sich pseudovergleyte Parabraunerden mit podsolierten Oberböden entwickelt. Die bis 10 m Tiefe entkalkten und zur Dichtlagerung neigenden Böden wurden während des Mittelalters durch Übernutzung devastiert. Sie waren bis zum letzten Jahrhundert mit Heide bewachsen, bevor sie mit Kiefer aufgeforstet wurden. Die pH-Werte (in CaCl₂) der unbearbeiteten Böden unter Kiefer lagen 1962 zwischen 2,95 im O_H-Horizont und 3,4 bis 4,2 im Mineralboden bis 110 cm Tiefe (Miller, 1964). Die Vorräte an austauschbarem K, Ca und Mg waren extrem niedrig. Die Basenarmut der Syker Böden kann auf die primär geringe Ausstattung mit Nährstoffen, auf die mehrfache Umlagerung und Entkalkung während zweier Eiszeiten und auf die Nutzungsgeschichte zurückgeführt werden.

Das "Syker-Meliorationsverfahren" besteht aus einer carbonatischen oder silikatischen Kalkung mit Kalkmergel oder Konverterkalk (P-Gehalt 3,5%), der anschließenden tiefen Bodenbearbeitung (40-90 cm) zur Einarbeitung der Rohhumusauflage und des Kalkdüngers in den potentiellen Wurzelraum. Nach der Pflanzung der Baumarten wurden Leguminosen (Lupinen und Erle) eingebracht (Kramer, 1985). Die Ziele bestanden in einer Verbesserung des chemischen und biologischen Bodenstatus, erkennbar am Pufferbereich und in einem Wandel der Humusform von Rohhumus zu Mull. Dazu wurden humusaufbauende, stickstoffsammelnde Pflanzen verwendet. Für deren Anwachsen und um die Basen- und Nährstoffvorräte zu erhöhen, mußte der Boden gekalkt und gedüngt werden. Der Anbau der Leguminosen diente außerdem dazu, Stickstoff-Verluste durch Freilage und Bodenbearbeitung auszugleichen. Das Einarbeiten der alten Humusauflage und des Kalkes bis 80 cm diente zur Vertiefung des potentiellen Wurzelraumes. Außerdem wurde dadurch der Humusabbau während der Freifächensituation reduziert.

2. Methoden

Aus den Praxisversuchen im Forstamt Syke wurden vier verschieden alte Flächen ausgewählt, deren Versuchsvarianten aus Tab. 1 hervorgehen. Die Bodenlösung wurde in 2 Tiefen (20 und 80 cm) mit Hilfe von keramischen Saugkerzen (KPM, Typ P 80) diskontinuierlich monatlich gewonnen und auf alle Hauptelemente sowie DOC analysiert. Volumengerechte Bodenproben wurden profilorientiert in 6 Tiefen entnommen und auf NH₄Cl-austauschbare Kationen, C-, N- und P-Gehalte analysiert, wie es bei Meiwes et al. (1984) und Heinrichs et al. (1985) beschrieben ist.

Bezeichnung	Abt.	Baumart	Anlage	Bearbeitung	Ca/ha	Lupine
166/3,m	166 h3	Douglasie	1975	Pflug 80 cm	2,9 t	mit
166/3,o	"	"	"	"	2,9 t	ohne
166/0,o	"	"	"	"	0 t	ohne
168/10t	168 h1	Fichte	1982	"	9,9 t	mit
168/5t	"	"	"	"	5,4 t	mit
168/3t	"	"	"	"	2,7 t	mit
168/0t	"	"	"	"	0 t	mit
171/Fräse	171 h1	Fichte	1961	Fräse 30 cm	4,2 t	ohne
171/Null	"	"	"	ohne Bearb.	0 t	ohne
177/Pflug	177 h1	KüTanne	1970	Pflug 90 cm	1,6 t	mit
177/Egge	"	"	"	Egge 40 cm	1,6 t	mit
177/Null	"	"	"	ohne Bearb.	0 t	ohne

Tab. 1: Übersicht der Versuchsflächen im Forstamt Syke

Um den Stickstoff-Haushalt zu untersuchen, wurden auf 2 Flächenpaaren (166/3,m und 166/0,o; 168/10t und 168/0t) Messungen zur Netto-N-Mineralisierung und N-Aufnahme mit Hilfe der sequenziellen Freilandinkubation von ungestörten Bodensäulen durchgeführt. Die Methode ist bei Blanck (1991) beschrieben. Für die Nadelproben wurden je Fläche 5 Bäume gefällt und der 7. Quirl entnommen. In Abteilung 168 wurde die oberirdische Biomasse von je 10 Bäumen, die Biomasse der Krautschicht auf je 4 mal 12 m² und die Wurzelsysteme von je 4 Bäumen bestimmt. Feinwurzelpollen wurden auf allen Flächen mit dem Wurzelbohrer (Murach, 1984) in 10-facher Wiederholung genommen. Alle Biomasseproben wurden im Druckaufschluß mit HNO₃ aufgeschlossen (Heinrichs et al. 1989) und auf die Hauptelemente analysiert. In den Versuchsvarianten der Abt. 166, 171 und 177 wurden Höhen und Durchmesser an 20 Bäumen bestimmt, und die oberirdische Biomasse mit Ertragstafeln und Regressionsgleichungen geschätzt.

3. Ergebnisse

Meliorierte Böden befinden sich überwiegend im Austausch-Pufferbereich (Ulrich, 1985), wo die Wahrscheinlichkeit für Feinwurzelschäden durch toxisches Aluminium klein ist. Auf den 10-jährigen Flächen mit höheren Kalkgaben wird in einigen Bodentiefen der Silikat-Pufferbereich erreicht. Die pH-Werte, der Anteil von Nährstoffkationen und die molaren Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse in der Bodenlösung sind ebenfalls günstiger. Der Anteil von basischen Kationen an der NH₄Cl-austauschbaren Kationensumme ist auf den voll-meliorierten Böden signifikant höher. Die austauschbaren Vorräte von K, Ca, Mg sowie die Gesamtverräte von C, N und z.T. P sind signifikant höher als auf den nicht behandelten Vergleichsflächen. Dieser Effekt wird durch die Kalkung bewirkt und den Mitbau der Leguminosen verstärkt.

Die Lagerungsdichte der Böden ist zunächst durch die Einarbeitung der Humusauf-lage niedriger, nach 15 Jahren ist zusätzlich ein Lupineneffekt nachweisbar, der in 0-10 cm Tiefe zu einer geringeren Lagerungsdichte führt, die durch die Anregung von Bodenflora und -fauna erklärbar ist. Durch den kontinuierlichen Abbau der untergepflügten Humusauf-lage steigt die Lagerungsdichte bis ins 20. Jahr, so daß sich ab 5 cm Tiefe eine substratspezifische Lagerungsdichte des Gemisches aus Ober- und Unterboden einstellt, die keinen Tiefengradienten aufweist. Die mit Egge oder Fräse flach bearbeiteten Böden hingegen erreichen nach 20 Jahren ungefähr die Werte der unbearbeiteten Flächen mit entsprechendem Tiefengradient.

Die **Netto-N-Mineralisierung** in einem ungekalkten Boden (166/0,o) betrug von März bis Oktober 1990 9 kg Stickstoff je ha, wovon 2 kg als Nitrat-N und 7 kg als Ammonium-N vorlagen. Der meliorierte Boden (166/3,m) lieferte in dieser Zeit 37 kg N je ha, davon 30 kg Nitrat-N und 7 kg Ammonium-N. Im (relativ warmen) Winter 90/91 wurden auf der ungekalkten Fläche 2 kg N ausschließlich als Ammonium und auf der gekalkten Fläche 23 kg N überwiegend als Nitrat mineralisiert. Die Ammonifikation ist demnach annähernd gleich, während der voll-meliorierte Boden im größerem Umfang nitrifiziert. Da sich die Nitratgehalte der Bodenlösung auf der Fläche mit Lupinenanbau (166/3,m) signifikant von beiden Flächen ohne Lupine unterscheidet, wird als Ursache für die starke Nitrifizierung der Lupinenanbau angesehen. Zu beachten ist dabei, daß auf den Flächen die Lupine seit 5 bis 10 Jahren aus Lichtmangel nicht mehr vorkommt.

Auf der nicht gekalkten Fläche 166/0,o wurden von März bis Oktober 14 kg/ha Stickstoff überwiegend als Ammonium aufgenommen, während auf der meliorierten Fläche 166/3,m 52 kg/ha Stickstoff überwiegend als Nitrat aufgenommen wurden. Im Winterhalbjahr wurden auf der ungekalkten Fläche weitere 7 kg und auf der meliorierten Fläche 5 kg N/ha aufgenommen. Die Douglasien auf der meliorierten Fläche favorisieren demnach die Nitraternährung, was aus zu einer geringeren bodeninternen Protonenproduktion führt. Die Pflanzenaufnahme über die Wurzeln übersteigt auf der ungekalkten Fläche die im Boden mineralisierte Menge um 10 kg/ha, die aus der Stickstoffdeposition stammen müssen. Die bessere Nährstoffausstattung und der Mitbanbau der Lupine führt auf der voll-meliorierten Fläche 166/3,m zu wesentlich stärkerem N-Umsatz, was zu einer Belastung des Sickerwassers mit Nitrat führen kann.

Die **Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung** der 10 Flächen unterscheidet sich ganz erheblich voneinander. Besonders auf der 166/3,m fallen hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte (Jahresmittel 12,7 mg/l in 25 cm Tiefe) auf, die mit den Ergebnissen der Inkubationsversuche erklärt werden können. Auch wenn der Nitrat-N-Grenzwert in 80 cm Tiefe mit 8,7 mg/l (Jahresmittel) noch nicht ganz erreicht ist, liegt eine Stickstoff-Sättigung auf der Fläche 166/3,m vor. In der Situation mittlerer bis hoher Stickstoff-Einträge sollte eine Bodenvegetation mit geringerem Leguminosenanteil bei der Bodenrestauration verwendet werden, wie sie von Reinecke (1988) empfohlen wird.

Die höhere bodenbiologische Aktivität der voll-meliorierten Flächen läßt sich nicht nur im höheren N-Umsatz messen, sondern auch in besseren **Humusformen** beobachten. Rohhumusaufgaben und beginnende Podsoligkeit auf bearbeiteten Flächen tritt nur auf, wo der Mitbanbau von Lupine unterblieben ist, besonders stark unter der 30-jährigen Fichte (171/Null).

Die **Nadeln** sind auf den meliorierten Flächen besser mit Nährstoffen versorgt, allerdings in Abhängigkeit der Zusammensetzung der Bodenlösung. Das heißt, wo das Nährstoffangebot in der Bodenlösung noch günstig ist, zeigen die Nadeln auch auf Nullflächen keine Mangelerscheinungen.

Meliorierte Flächen haben z. T. weniger Feinwurzelbiomasse, in der sich bessere C/N- und molare Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse absichern lassen.

Die Bäume auf den meliorierten Flächen sind höher, z. T. ist auch der Durchmesser größer. Dadurch haben die meliorierten Flächen mehr oberirdische **Biomasse** gebildet. Diese Aussage wird allerdings durch ungleiche Stammzahlen stark eingeschränkt. Die Ertragsklasse und der jährliche Zuwachs ist auf den meliorierten Flächen höher. Die in der Biomasse gespeicherten Vorräte (N, Ca, Mg) sind auf behandelten Flächen größer.

Höhere Nadelmassen mit höheren Nährstoffkonzentrationen führen zu mehr und besser zersetzbarer Streu. Damit bleibt der Nährstoffkreislauf auch nach Bestandes-schluß auf hohem Niveau geschlossen, was für die nachhaltige Wirkung der Melioration wichtig sein kann.

4. Fazit:

Die Bodenrestauration läßt sich im 3. Jahrzehnt nach der Maßnahme noch eindeutig bodenchemisch nachweisen. Sie hat positive Auswirkungen auf Boden, Humusform und Bestand. Der angestrebte Silikat-Pufferbereich ist auf älteren Flächen mit geringen Kalkgaben nicht (mehr) nachweisbar. Die Verhältnisse in der Bodenlösung sind auf den Voll-Meliorierten Flächen günstiger. Es kann zu Nitratüberschuß in der Bodenlösung kommen. Die Abkehr von der Kiefer und der Anbau anspruchsvollerer Baumarten auf den stark versauerten Böden war möglich.

Das Ziel einer Restauration auf stark versauerten Böden muß darin liegen, den Silikatpufferbereich (pH > 5,0) im Boden wiederherzustellen, der einen stabilen Zustand des Ökosystems ermöglicht. Dies kann nur durch die Zufuhr großer Calcium- und Magnesium- (wenn nötig auch Kalium-) Mengen geschehen, um den Basenanteil an der Austauschkapazität und in der Bodenlösung zu erhöhen. Die hier verwendeten Mengen (2.- 4 t Ca/ha) waren zu gering.

Da jedem Pufferbereich eine Humusform und eine Schar von Waldgesellschaften zugeordnet werden kann (Ulrich, 1988), ist der bodenchemische Zustand nach diesem Konzept die Basis, um eine biologisch aktive **Bodenfauna** mit der korrespondierenden Humusform Mull zu ermöglichen. Außerdem ist eine adäquate Nahrungsbasis für die Mikroorganismen erforderlich, die zum einen in der Auswahl sogenannter bodenpfleglicher **Baumarten**, zum anderen aber im Einbringen und dem Erhalt einer günstigen **Bodenvegetation** liegt. Um das Ziel einer forstlichen Bewirtschaftung - eine bestimmte Waldgesellschaft - zu erreichen, müssen alle drei Komponenten des Ökosystems unterstützt werden.

Dieses Vorhaben wurde als Teilprojekt P.6.3.6.1 des Forschungsvorhabens "Stabilitätsbedingungen von Waldökosystemen" durch das BMFT unter dem Förderkennzeichen OEF 20193 gefördert.

Literaturnachweis:

- Blank, K.:** Bestimmung des Stickstoffumsatzes mit der Freiland- Inkubationsmethode an ungestörten Bodensäulen. In: Ber. FZW Göttingen, Reihe B 24 (1991), 79-90
- Heinrichs, H. ; N. König ; R. Schultz:** Atom-Absorptions- und Emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probelösungen aus Waldökosystem-Untersuchungen. In: Ber. FZW Göttingen, Reihe A 8 (1985), 1-92
- Heinrichs, H.:** Aufschlußverfahren in der analytischen Geochemie (Teil 1). In: Labor Praxis (1989), 12, 1140-1146
- Kramer, W. ; B. Ulrich:** Ergebnisse des Kalksteigerungsversuchs im Forstamt Syke. In: Forst und Holz 40 (1985), 147-153
- Meiwes, K.J. ; H. König ; P.K. Khanna ; J. Prenzel ; B. Ulrich:** Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. In: Ber. FZW Göttingen, Reihe A (1984), 1-67
- Miller, R.E.:** Wirkung von Meliorationsmaßnahmen zur Verbesserung der Humusform auf den Humus- und Stickstoffvorrat von Waldböden. Univ. Göttingen, Forstl. FB, Diss., 1964, 1-136
- Murach, D.:** Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichte auf zunehmende Bodenversauerung. In: Göttinger Bodenkundl. Ber. 77 (1984), 1-126
- Reinecke, H.:** Entwicklungen zur integrierten Jungwuchspflege in Niedersachsen. In: Allg. Forstzeitschrift 43 (1988), 215-217
- Ulrich, B.:** Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. In: Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 43 (1985), 159-187
- Ulrich, B.:** Ökochemische Kennwerte des Bodens. In: Z. Pflanzenern. u. Bodenkunde 151 (1988), 171-176
- Wand, M.:** Der Einfluß von Meliorationsmaßnahmen auf Bodenzustand, Wurzelwachstum und Ernährung junger Fichten. Univ. Göttingen, FB Biologie, Dipl. Arb., 1990, 1-130
- Wittich, W.:** Der heutige Stand unseres Wissens vom Humus. In: Schriften Forstl. Fak. Göttingen u. Nds. Forstl. Versuchsanstalt 4, (1952), 1-106

Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland

von

Broll, G. und K.F. Schreiber[†]

Einleitung

Die hier vorgestellten Untersuchungen sind Teil eines Bracheforschungsprojektes in Baden-Württemberg. Neben vegetationskundlichen und faunistischen Erhebungen werden bodenkundliche Untersuchungen durchgeführt. Ein Schwerpunkt liegt auf dem Nährstoffhaushalt und insbesondere auf der Stickstoffdynamik. Die Auswirkungen der Stilllegung von Ackerflächen auf den Stickstoffhaushalt werden seit einigen Jahren verstärkt untersucht (u.a. KERSEBAUM et al. 1993). Nach wie vor mangelt es jedoch an Langzeituntersuchungen. Besonders lückenhaft ist der Kenntnisstand über den sich wesentlich langsamer verändernden Nährstoffhaushalt von stillgelegtem Grünland (u.a. OOMES & MOOI 1985). Im Rahmen der Landschaftspflege spielen diese Prozesse für den Einsatz von Pflegemaßnahmen eine wichtige Rolle (SCHREIBER 1985, BAKKER 1989, BRIEMLE et al. 1991, SCHREIBER & NEITZKE 1992).

In Baden-Württemberg stehen insgesamt 14 Versuchsflächen in verschiedenen Regionen zur Verfügung. Die Flächen sind in mehrere Parzellen eingeteilt, auf denen seit 1975 verschiedene extensive Landschaftspflegemaßnahmen angewandt werden (SCHIEFER 1981). Im Vordergrund der Betrachtung stehen die Varianten "Mulchen 2 x jährlich (Juni/August) und die "Natürliche Sukzession" (Dauerbrache). Aus dem gesamten Versuchsprogramm werden hier zwei Versuchsflächen ausgewählt (s. Tab. 1).

Tab. 1: Charakteristika der Versuchsflächen Hepsisau und St. Johann

Ort	Hepsisau	St. Johann
Region	Mittlerer Albtrauf	Mittlere Kuppenalb
Höhe über NN (m)	560	760
Niederschlag (mm)	900	900
Ausgangsgestein	Weißjura-Kalkschutt	Weißjurakalk
Bodentyp	Pelosol	Braunerde-Rendzina
Bodenart	IT	utL
vorherrschende Ausgangsvegetation	Glatthaferwiesen (Alchemillo-Arrhenatheretum typicum)	Weide-Halbtrockenrasen (Gentiano-Koelerietum)
vorherige Nutzung	- bis 1968 Obstbaumwiese mit zweimaliger Mahd - 1968-74 Weide, jährliche Düngung mit ca. 100kg/ha NPK	- seit 1955 als Schafweide - ab 1967 nur noch extensiv beweidet, seit dieser Zeit keine Düngung mehr

Methoden

Die Beprobung der Untersuchungsflächen erfolgt in der Regel alle 3 Jahre (1975-1987, 1991) in mehreren Tiefen mit jeweils 6 Wiederholungen. Die hier vorgestellten Ergebnisse (Nt, Corg, pH) beziehen sich auf die Entnahmetiefe von 0-4 cm, wo Veränderungen am deutlichsten festzustellen waren. Für die Ermittlung der poten-

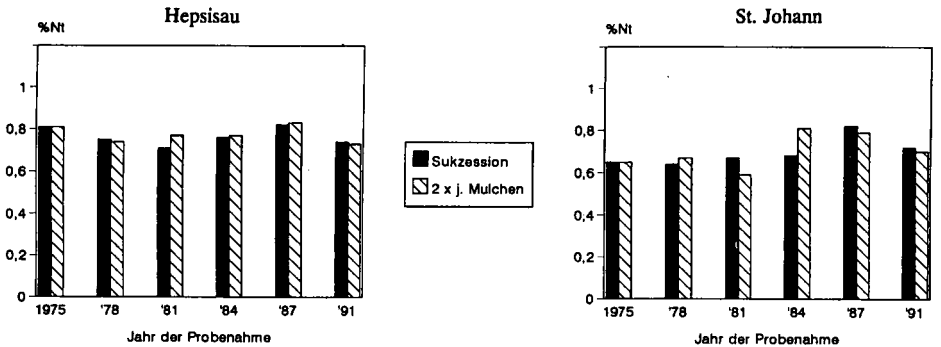
[†]) WWU Münster, Institut für Geographie, Abt. Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26-28, 48149 Münster

tiellen Stickstoffmineralisierung wurden die Bodenproben 1990 und 1991 in einer Tiefe von 0-10cm genommen. Die Stickstoff- und Kohlenstoffbestimmung erfolgte mit einem Elementaranalysator der Fa. CARLO ERBA (NA 1500). Eine Langzeitbebrütung von Bodenproben unter optimierten Bedingungen nach STANFORD & SMITH (1972) ermöglicht zusätzlich Aussagen zur potentiellen Stickstoffnachlieferung. Nach mehreren Zugaben von Nährlösung ohne Stickstoff wird so lange bebrütet, bis weder Ammonium noch Nitrat nachgeliefert werden.

Ergebnisse und Diskussion

Bei dem Standort Hepsisau (Abb.1) handelt es sich um einen Pelosol, auf dem die Sukzession äußerst rasch verläuft. Es ist bereits ein Vorwaldstadium erreicht (SCHREIBER 1993). Die Streu wird infolge des hohen Humusgehaltes, des engen C/N-Verhältnis und des pH-Wertes im Neutralbereich sehr schnell abgebaut (SCHREIBER & SCHIEFER 1985). Weiterhin führt Hangzugwasser zu einer ständigen Nährstoffzufuhr. Die vor der Flächenstilllegung erfolgte NPK-Düngung führte zudem zu einem relativ hohen Ausgangsniveau bei der Nährstoffversorgung. Dieses wurde, soweit es den Stickstoff betrifft, über 16 Jahre im wesentlichen gehalten. Einer vorübergehenden Abnahme in den ersten Jahren auf ca. 0.75 % N_t folgte ein Anstieg der Werte und dann ein erneuter Rückgang. Die Gesamtstickstoffgehalte sind zu jedem Zeitpunkt hoch genug gewesen, um bei den idealen Standortsbedingungen ständig eine sehr hohe Nachlieferung an pflanzenverfügbarem Stickstoff zu gewährleisten. Dieses trifft sowohl für die Sukzession als auch für die Parzelle "Mulchen 2 x jährlich" zu. In beiden Fällen ist zwar der C_{org}-Gehalt inzwischen niedriger, doch ist aufgrund der etwas zurückgegangenen Stickstoffwerte das optimale C/N-Verhältnis von 10 auch noch nach so langer Brachedauer beständig. Der pH-Wert blieb ebenfalls konstant.

Eine andere Entwicklung kann man auf der Braunerde-Rendzina in St. Johann (Abb.1) beobachten. Ausgehend von einem Halbtrockenrasen haben sich dort erst in den letzten Jahren von den zahlreichen Gehölzen wenige über den Grasbestand hinaus entwickelt (SCHREIBER 1993). Der Standort weist eine niedrigere Jahresmitteltemperatur auf als Hepsisau, und er wurde vor der Brachlegung nicht gedüngt. Die Bodenacidität liegt aufgrund relativ geringer Carbonatgehalte in 0-4 cm Tiefe um ca. eine pH-Einheit niedriger; die C_{org}-Gehalte sind höher als an dem Pelosolstandort. Unabhängig von der Pflegemaßnahme verbesserte sich das C/N-Verhältnis seit 1975 von 14 auf ca. 12. Der pH-Wert blieb genau wie in Hepsisau konstant. In den ersten Jahren kam es zu keinen nennenswerten Änderungen der Stickstoffwerte. Einige Jahre später stiegen die Gehalte zuerst auf den Mulchparzellen (nachweisbar ab 1984) und dann auch auf den Sukzessionsflächen (ab 1987). Danach fielen sie wieder leicht ab. Dieser Anstieg und das anschließende Absinken der Stickstoffgehalte wurde auch auf anderen Standorten aus dem Versuchsprogramm nachgewiesen. Dort setzt die Zunahme jedoch meist einige Jahre früher ein, parallel zu einer auch eher sich ändernden Vegetation.



1975	'91	Jahr	
Suk/Mul	Suk	Mul	Variante
8,4	7,6	7,3	C _{org} [%]
10,4	10,3	10,0	C/N
6,9	7,0	6,8	pH (CaCl ₂)

1975	'91	Jahr	
Suk/Mul	Suk	Mul	Variante
9,1	8,4	8,3	C _{org} [%]
14,0	11,7	11,9	C/N
5,7	5,8	5,9	pH (CaCl ₂)

Abb.1: Gesamtstickstoffgehalte von 1974-1991 auf den Parzellen "Natürliche Sukzession" und "Mulchen 2 x jährlich" der Versuchsflächen Hepsisau und St. Johann

Nach der Stilllegung wurde kein Pflanzenmaterial mehr entfernt. Die Streu bzw. das Mulchmaterial wird dem Boden vollständig wieder zugeführt. Im Falle des Mulchens laufen sowohl die Mineralisierung als auch die Humifizierung schneller ab als auf den Sukzessionsparzellen (BROLL 1991). Möglicherweise liegt darin eine Ursache für die früher einsetzende Erhöhung der Gesamtstickstoffwerte auf den Mulchparzellen. Der beschriebene Verlauf mit einem Anstieg und anschließendem Absinken konnte ebenfalls bei den pflanzenverfügbaren P- und K-Gehalten festgestellt werden (BROLL & SCHREIBER 1993). Die zur Zeit noch laufenden N_{min} -Untersuchungen deuten ebenfalls darauf hin, daß auch die pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalte sehr stark zurückgegangen sind. Auf den Sukzessionsparzellen ist inzwischen ein sehr großer Anteil der Nährstoffe in der oberirdischen Phytomasse gespeichert und wird zu einem erheblichen Teil intern umgelagert. Bei diesen Überlegungen zur Stickstoffdynamik sollte auch nicht vergessen werden, daß hier lediglich die in den obersten Zentimetern ablaufenden Prozesse betrachtet werden. Bei Dauerbrachen spielt die immer weiter in die Tiefe vordringende Durchwurzelung eine erhebliche Rolle. In etwas größeren Tiefen läßt sich daher auf den Sukzessionsflächen in einigen Fällen auch mehr Stickstoff nachweisen als in den anderen Varianten.

Die unterschiedlichen Standortseigenschaften der Versuchflächen Hepsisau und St. Johann werden im Hinblick auf die N-Dynamik besonders deutlich, wenn man die Werte der potentiellen Stickstoffmineralisierung miteinander vergleicht (Abb.2). Gleichzeitig zeigen sich hierbei auch Unterschiede zwischen den Pflegemaßnahmen. Hepsisau zeichnet sich durch eine sehr hohe Nachlieferung an Nitrat aus, während Ammonium kaum nachweisbar ist. Die entscheidenden Ursachen sind sicherlich in dem optimalen C/N-Verhältnis und dem hohen pH-Wert zu suchen. St. Johann dagegen verzeichnet eine geringere Nachlieferung, wobei ein kleiner Teil des mineralisierbaren Stickstoffs aus Ammonium besteht.

Weiterhin zeigt der Kurvenverlauf beim Nitrat, daß der Stickstoff in Hepsisau wesentlich schneller mineralisiert wird als in St. Johann. Während in Hepsisau nach drei Wochen Bebrütung auf beiden Parzellen bereits ca. 70% des Nitrates nachgeliefert wurde, sind es in St. Johann auf der Sukzessionsparzelle lediglich 30% und auf der zweimal jährlich gemulchten Parzelle 45%.

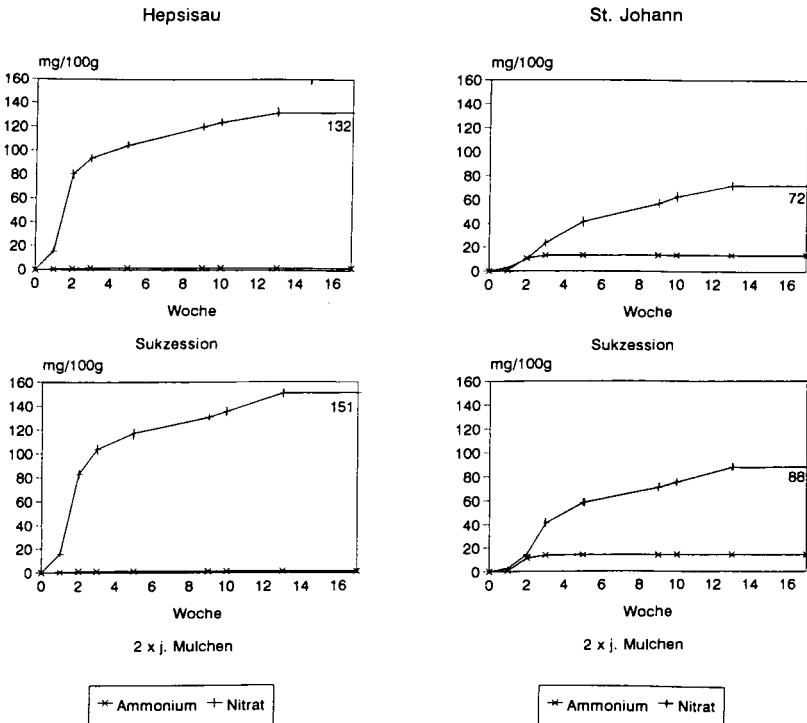


Abb.2: Potentielle Stickstoffmineralisierung nach 15 Jahren Brache auf den Parzellen "Natürliche Sukzession" und "Mulchen 2 x jährlich" der Versuchflächen Hepsisau und St. Johann

weist darauf hin, daß die gemulchten Flächen bessere Mineralisationsbedingungen aufweisen. Bei einem Vergleich der prozentualen Unterschiede zwischen den Nitratwerten der Pflegemaßnahmen zeigt sich, daß in Hepsisau auf der Mulchparzelle ca. 13% mehr Nitrat nachgeliefert werden als auf der "Natürlichen Sukzession"; in St. Johann liegt der Unterschied bei 18 % und damit in einer ähnlichen Größenordnung.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Stickstoffdynamik nach Stilllegung dieser beiden Grünlandstandorte der Schwäbischen Alb dürfen unter keinen Umständen verallgemeinert werden. Die übrigen 12 hier nicht vorgestellten Versuchsflächen des Gesamtprojektes, mit zum Teil völlig anderen Standortbedingungen, lassen andere "Entwicklungstypen" erkennen. Auf einigen Flächen wird die Stickstoffdynamik z.B. durch eine leichte pH-Absenkung bei Dauerbrache beeinflusst (vgl. auch GISI & OERTLI 1981). Auf den hier vorgestellten Versuchsflächen ist aufgrund des Kalkes als Ausgangssubstrat auch nach so langer Brachedauer keine pH-Änderung festzustellen.

Zusammenfassung

Die Untersuchungen zur Stickstoffdynamik nach der Stilllegung von Grünland sind Teil eines Bracheforschungsprojektes, das seit 1975 in Baden-Württemberg durchgeführt wird. Von den insgesamt 14 Versuchsflächen werden hier zwei Standorte der Schwäbischen Alb vorgestellt, die nach der Stilllegung eine unterschiedliche Entwicklung aufweisen. Es werden an dieser Stelle lediglich die Pflegemaßnahmen "Natürliche Sukzession" und "Mulchen zweimal jährlich" miteinander verglichen.

Auf der Versuchsfläche Hepsisau mit optimalen Abbaubedingungen ist seit der Flächenstilllegung ein relativ konstant hoher Gesamtstickstoffgehalt zu verzeichnen. Auch zwischen den einzelnen Behandlungsvarianten treten keine sehr großen Unterschiede auf. Dagegen läßt sich auf dem durch eine sehr langsam fortschreitende Sukzession gekennzeichneten Standort St. Johann nach ca. 10 Jahren Brache ein Ansteigen der Gesamtstickstoffgehalte nachweisen. In den letzten Jahren gehen diese aber wieder zurück. Die potentielle Stickstoffmineralisierung ist in Hepsisau ebenfalls wesentlich höher als in St. Johann.

Literatur

- BAKKER, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting. *Geobotany* 14, Dordrecht
- BRIEMLE, G., D. EICKHOFF & R. WOLF (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 60, Karlsruhe
- BROLL, G. (1991): Auswirkungen der Flächenstilllegung auf den Abbau der organischen Substanz am Beispiel einer Grünlandbrache. *Verh. GfÖ*, Band 19/III, 105-114
- GISI, U. & J. J. OERTLI (1981): Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. - I. Physikalisch-chemische Veränderungen im Boden. *Oecol. Plant.* 16, 7-21
- KERSEBAUM, C., MCVOY, C., FILIUS, A. & T. STRECK (1993): Stoffdynamik stillgelegter landwirtschaftlicher Flächen - Risikoabschätzung im Vergleich zur intensiven Nutzung aus Sicht des Bodenschutzes. *UBA-Texte* 54, Berlin, 99 S.
- OOMES, M. J. M. & H. MOOI (1985): The effect of management of succession and productive of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. In: K.-F. Schreiber (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen*. *Münstersche Geogr. Arb.* 20, 59-67
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 22, Karlsruhe
- SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1985): *Sukzession auf Grünlandbrachen*. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauergrünlandflächen" in der *Int. Ver. für Vegetationskunde (IVV)*, *Münstersche Geogr. Arb.* 20
- SCHREIBER, K.-F. (1993): Standortabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia* 23, 539-560
- SCHREIBER, K.-F. & J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Münstersche Geogr. Arb.* 20, 11-153
- SCHREIBER, K.-F. & A. NEITZKE (1992): Mähen und Mulchen. *Biotoppflege- Biotopentwicklung, Maßnahmen zur Stützung und Initiierung von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen*, Teil 1. *Forsch.ges. Landschaftsentwicklung Landschaftsbau*, Bonn, 78-90
- STANFORD, G. & S.J. SMITH (1972): Nitrogen Mineralization Potential of Soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 36, 465-472

Nachhaltige Bodennutzung durch die Forstwirtschaft - Aktuelle Fragen der Bodenfruchtbarkeit und Wasserschutzfunktion

von

Feger, K.H.*

1. Forstliche Nutzung und Nachhaltigkeitsprinzip

Rund ein Drittel der Fläche Mitteleuropas ist mit Wald bedeckt. Obwohl dieser nahezu ausschließlich aus Wirtschaftswald besteht, handelt es sich dabei im Vergleich zu anderen Bodennutzungsformen um relativ naturnahe Ökosysteme. Wälder erfüllen sowohl im Naturhaushalt als auch für den Menschen vielfältige Aufgaben und Funktionen. Im Lauf der Geschichte hat der Wald auf gleicher Fläche und zu gleicher Zeit immer mehrere Aufgaben erfüllt. Dabei stand in der Vergangenheit die wirtschaftliche Funktion im Vordergrund. Bis ins 19. Jahrhundert hinein bildeten der Wald und seine Erzeugnisse die Grundlage der damaligen Volkswirtschaft. Noch um 1700 wurden 90% des Holzes in Haus, Gewerbe, Bergbau und Industrie verbrannt. Daneben dienten Wälder der Viehweide, der Schweinemast und Streuentnahme, der Teer-, Harz-, Gerbrinde- und Pottaschegewinnung. Da sich seit Ausgang des Mittelalters die Holzknappheit stetig verstärkte und es vielerorts zu großflächigen Walddevastationen kam, setzte sich in der geregelten Forstwirtschaft nach 1800 das Prinzip der Nachhaltigkeit durch (Sachsen: H.C. von Carlowitz; Hessen: G.L. Hartwig). Nachhaltigkeit bezog sich zunächst vorrangig auf die Holznutzung. Auch heute besitzt der Wald als Rohstoff- und Energielieferant eine erhebliche wirtschaftliche Bedeutung. In den Waldgesetzen des Bundes und der Länder beinhaltet der Grundsatz der Nachhaltigkeit jedoch auch die optimale und dauerhafte Erhaltung anderer Waldfunktionen, wobei in einem dichtbesiedelten Industrieland wie Deutschland besonders der Schutz der natürlichen Ressourcen Boden, Wasser und Luft zunehmend an Bedeutung gewonnen hat (vgl. JANSSEN, 1990).

2. Bedeutung des Waldes für Wasserversorgung und Gewässerschutz

Waldbestockung ist bei Vergleich der Wasserqualität verschiedener Bodennutzungsformen nach wie vor als der wirkungsvollste Schutz für das Grundwasser und die oberirdischen Gewässer anzusehen. Deshalb wird bei der Trinkwasserversorgung bevorzugt Wasser aus dem Wald genutzt. Für den Anteil der Waldfläche in Wasserschutzgebieten gibt es keine zuverlässigen Zahlen. In Baden-Württemberg liegt dieser Anteil schätzungsweise bei 50 - 60 %. Die Bedeutung forstlich genutzter Flächen für die Wasserversorgung wird sich künftig weiter erhöhen. Zum einen zwingt ein steigender Wasserbedarf bei gleichzeitiger Zunahme von Qualitätsproblemen in landwirtschaftlich und industriell genutzten Gebieten zu verstärkter Beimischung von "reinem" Wasser aus dem Wald. So zeigt die Höhe der NO_3^- -Belastung vielerorts eine deutliche, negative Korrelation zum Waldanteil im Wasserschutzgebiet (z.B. GÄTH und FREDE, 1991). Eine ähnliche Situation ergibt sich bei Pflanzenschutzmittelrückständen. Zum anderen ist wegen der zunehmenden Extensivierung landwirtschaftlicher Produktionsflächen langfristig mit einer deutlichen Zunahme der Waldfläche, besonders in waldarmen Regionen, zu rechnen. Da die Grundwasservorräte bereits jetzt zu mehr als der Hälfte genutzt werden und die weitere

* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität,
Bertoldstraße 17, 79085 Freiburg i.Br

Nutzung mit zunehmend größeren Problemen verbunden ist, muß in der Wasserversorgung künftig verstärkt auf Oberflächenwasser zurückgegriffen werden. Auch hier eignen sich bevorzugt siedlungsferne Waldgebiete. Bereits heute bestehen zahlreiche Trinkwasserseen und -talsperren in den bewaldeten Mittelgebirgen.

3. Deposition von Luftverunreinigungen

Zweifellos stellt der Stoffeintrag über die Atmosphäre die größte Gefährdung von Waldökosystemen und nachgeschalteter aquatischer Systeme dar. Direkte Einwirkungen von Schadgasen (z.B. SO_2 , NO_x , NH_3) sind nur von lokaler Bedeutung und betreffen in erster Linie die Assimilationsorgane der Bäume. So ist das flächenhafte Absterben von Waldbeständen in den Hochlagen der östlichen Mittelgebirge auf die Einwirkung erhöhter SO_2 -Konzentrationen zurückzuführen ("Rauchgasschäden"). Indirekt hingegen können die über die nasse und trockene Deposition in die Waldböden gelangenden Stoffe dort zu chemischen und biologischen Veränderungen führen (REHFUESS, 1988). Folgen davon sind Störungen der ökosystemaren Stoffkreisläufe die sich in weithin verbreiteten Ernährungsproblemen äußern (ZÖTTL, 1985).

Die Rate der atmogenen Deposition wird neben meteorologischen und topographischen Faktoren besonders durch die Akzeptoreigenschaften des Kronendachs bestimmt. Dies betrifft vor allem die Interzeptionsdeposition. So ist die Filterleistung immergrüner Koniferenbestände um ein Mehrfaches größer als bei sommergrünen Laubwäldern. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß Einflußgrößen der Deposition wie Bestandesstruktur, Blattflächenindex und Bestockungsdichte sich mit dem Bestandesalter ändern, sodaß an einem Standort aktuell gemessene Depositionsraten, selbst bei gleicher Immissionssituation, kaum auf längere Zeiträume übertragbar sind. Bezüglich der relativen Bedeutung der atmogenen Deposition am Stoffhaushalt von Waldökosystemen ist nach den einzelnen Elementen und Bindungsformen zu differenzieren. Besonders bei den Protonen-, S- und N-Einträgen sind in Mitteleuropa ausgeprägte regionale Unterschiede erkennbar (FÜHRER et al., 1988), sodaß nicht allgemein von "hohen" oder "niedrigen" Einträgen gesprochen werden darf. Vielmehr ist nach einer Reihe von "Depositionstypen" zu differenzieren (HOFMANN und HEINSDORF, 1990). Die Kombination verschiedener Nähr- und Schadstoffe im Eintrag trifft wiederum auf Ökosysteme mit sehr unterschiedlichen standörtlichen Voraussetzungen. Die Höhe der Säureeinträge wird bislang vor allem durch die S-Deposition gesteuert. Allerdings sind die S-Einträge bereits seit mehreren Jahren stark rückläufig. Hingegen ist bei den N-Einträgen ein weiterhin ansteigender Trend zu beobachten.

4. Boden- und Gewässerversauerung

Viele Waldböden sind von Natur aus arm an basisch-wirksamen Kationen und verfügen deshalb über eine nur geringe Säurepufferkapazität. Dementsprechend ist die Bodenversauerung an vielen Standorten natürlicherweise weit fortgeschritten. Darüber hinaus hat eine oftmals unpflegliche Waldbewirtschaftung, die über Jahrhunderte bis zum Beginn der geregelten Forstwirtschaft und mancherorts auch darüber hinaus anhielt (z.B. Streunutzung, Waldweide), zu einer weiteren Degradation des Solums beigetragen. Diese nutzungsbedingte Versauerung wurde durch extrem hohe ökosysteminterne H^+ -Produktion bzw. Verlust an Säureneutralisierungskapazität infolge extrem hoher Biomasseentzüge sowie räumlicher und zeitlicher Entkopplung von Stoffkreisläufen bewirkt (ULRICH, 1985; FEGER, 1993). Im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Flächen fand im Wald keine Kompensation der natürlicherweise ausgewaschenen bzw. durch Nutzung entzogenen Basen durch Kalkung oder Düngung statt. Es ist deshalb davon auszugehen, daß viele Waldböden bereits sehr früh tiefgründig versauert waren und ein ungünstiger Bodenzustand deshalb nicht erst durch rezente Säuredepositionen verursacht wurde.

Tiefgründig versauerte Böden und die Präsenz von Anionen starker Mineralsäuren in der Sickerlösung bilden die Voraussetzungen für die Versauerung von Grund- und Oberflächenwasser (REUSS und JOHNSON, 1986). Deshalb sind saure Oberflächengewässer überwiegend in Waldgebieten mit sauren Böden und pufferschwachem Untergrund verbreitet. Aufgrund der hohen Al-Belegung der Austauscher wird überwiegend ionares Al ausgetragen, das bereits ab

0,2 mg L⁻¹ eine toxische Wirkung auf manche Wasserorganismen ausübt. Auch im Trinkwasser ist Al aus toxikologischen und technischen Gründen unerwünscht. Die für den Transport von ionarem Al notwendigen "mobilen" Begleitkationen SO₄²⁻ und NO₃⁻ entstammen überwiegend der atmosphärischen Deposition, können jedoch auch aus ökosysteminternen Quellen mobilisiert werden. Bei letzterem handelt es sich um Mineralisation bzw. Oxidation organischer N- und S-Vorräte im Boden. Gegenüber Versauerung besonders gefährdet sind Gewässer in Einzugsgebieten mit einem hohen Anteil staunasser Böden (Stagnogleye, Pseudogleye). Solche Gebiete sind durch eine überwiegend oberflächennahe laterale Entwässerung gekennzeichnet, sodaß die Möglichkeit einer Säurepufferung im tieferen Untergrund weitgehend fehlt (FEGER, 1989).

5. "N-Sättigung" von Waldökosystemen

Die N-Belastung der Wälder, die regional außerordentlich stark variiert, stammt aus industriellen Verbrennungsprozessen, dem Kfz-Verkehr (NO_x) sowie aus landwirtschaftlichen Quellen (NH₃). Besonders die Massentierhaltung kann zu extrem hohen NH₄⁺-N-Einträgen bis zu 150 kg ha⁻¹ a⁻¹ führen. Folgen hoher NH₄⁺-Einträge sind weitere Bodenversauerung und erhöhte Belastung der Hydrosphäre mit NO₃⁻ und ionaren Al-Spezies (KREUTZER, 1989). Der häufig verwendete Begriff "N-Sättigung" ist als Beurteilungskriterium unzureichend, da es nur die Eintrag/Austrag-Bilanz jedoch nicht die ökosysteminternen Umsätze berücksichtigt (vgl. KÖLLING, 1991). Ein generelles Problem der Bewertung atmosphärischer N-Einträge besteht nämlich in der Trennung jener Mengen, die aus dem externen Eintrag und ökosysteminternen Umsätzen (z.B. Mineralisierung organischer Substanz) stammen (FEGER, 1993). Wegen des komplizierten Zusammenspiels zwischen früherer und aktueller Nutzung, Deposition sowie den extrem witterungsabhängigen mikrobiellen N-Umsetzungen im Boden zeigen NO₃⁻-Konzentrationen im Bodensicker-, Grund- bzw. Oberflächenwasser unter Wald eine ausgeprägte zeitliche und räumliche Variabilität. Trotz in Einzelfällen recht hoher NO₃⁻-Werte ist eine bevorzugte Erschließung von Grundwasser aus dem Wald im Vergleich zum wesentlich höherem Konzentrationsniveau in landwirtschaftlich oder urban genutzten Gebieten somit nach wie vor gerechtfertigt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1992).

6. Waldbauliche Möglichkeiten

Eine nachhaltige und pflegliche Waldbewirtschaftung, wie sie in den Waldgesetzen des Bundes und der Länder vorgeschrieben ist, stellt auch die Grundlage für einen vorsorgenden Boden- und Wasserschutz dar. Angesichts der geringen Stabilität vieler forstlicher Ökosysteme und der gegenwärtigen Gefährdung durch atmosphärische Stoffeinträge sollte sich der Waldbau verstärkt an folgenden Prinzipien orientieren:

- Verringerung der Deposition durch höhere Anteile an Laubböhlzern;
- Minimierung der ökosysteminternen Säurebelastung;
- Vermeidung räumlicher und zeitlicher Entkopplungen der Stoffkreisläufe und dadurch Minimierung von Auswaschungsverlusten, besonders von NO₃⁻.

Zu dichte Bestandesgründung fördert die Akkumulation inaktiver Humusdecken. Neben der damit verbundenen Versauerung des Mineralbodens werden dadurch größere Nährstoffmengen, besonders in der Dickungs- und Stangenholzphase mit dem höchsten Nährstoffbedarf des Bestandes, dem internen Kreislauf entzogen. Ein Abbau solcher Humusdecken zu Zeiten geringeren Nährstoffbedarfs in der Baum- und Altholzphase kann mit unerwünschten Auswaschungsverlusten verbunden sein. Dabei kann Überschuß-Nitrifikation zu einer weiteren Versauerung des Mineralbodens führen. Eine ausreichend intensive und häufige Durchforstung ist deshalb angebracht. Auf kahlhiebsartige Nutzungen ist zu verzichten, da die mineralisationsbedingten Elementverluste auf Kahlhiebsflächen bedeutend sein können. Angesichts der negativen Auswirkungen früherer Waldnutzungen auf die Böden ist auch von intensiveren Formen der Biomassenutzung (z.B. Vollbaumnutzung) abzuraten. Neben den Folgen für den Stoffhaushalt ist bei Intensivnutzungen wegen des hohen Maschineneinsatzes auch der Aspekt mechanischer Bodenschäden zu berücksichtigen. Insgesamt sind möglichst naturnahe Bestände zu fordern, die wegen

ihres hohen Anteil an standortsgemäßen, tiefwurzelnden Baumarten eine hohe Stabilität besitzen. Die Bewirtschaftung sollte in kleinräumlichen Strukturen erfolgen. In waldbaulichen Planungen muß die Deposition als wichtiger Standortsfaktor künftig eine größere Rolle spielen.

7. Nutzen und Risiken von Kalkung und Düngung

Kalkung und Düngung sind probate Mittel, natürliche oder anthropogene Bodenschwächen abzumildern (EVERS, 1989). Gerade vor dem Hintergrund der Waldschadensproblematik haben diese als Meliorations-, Bodenschutz- bzw. Restabilisierungsmaßnahmen eine weite Verbreitung in der forstlichen Praxis gefunden. Bei Kalkung besteht auf biologisch aktiven Standorten jedoch die Gefahr einer weiteren Ankurbelung der Mineralisation, was zu unzulässigen Nitratkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser führen kann. Außerdem ist auf Kalkungsnflächern wegen des mineralisationsbedingt besseren Nährstoffangebots im Auflagehumus die Feinwurzelverteilung oft flacher, wodurch sich das Windwurf- und Trockenstreifrisiko erhöht. Neben der Säurepufferung durch Kalk ist jedoch auch elementspezifischen Nährstoffmängeln (z.B. Mg, K) bzw. einer unharmonischen Bestandesernährung infolge verbesserter N-Versorgung Rechnung zu tragen. Darüber hinaus sind zur Vermeidung unerwünschter Nebenwirkungen chemische Bindungsform und Aufwandmenge den standörtlichen Bedingungen und Erfordernissen anzupassen. Großflächige Meliorationen mit dem Ziel einer vollständigen "Restaurierung" bzw. "Sanierung" von Waldböden (z.B. BENECKE, 1992) sind mit erheblichen Risiken für Bodenstruktur und -fruchtbarkeit sowie die Wasserbeschaffenheit verbunden und deshalb abzulehnen.

8. Literatur

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1992): Nitrateintrag in das Grundwasser unter Waldgebieten in Bayern. - Informationsberichte 6/92, 76 S.
- BENECKE, P. (1992): Gedanken zur Waldbodenrestaurierung mit Bodenbearbeitung. - Allg. Forstz. 47, 542-545.
- EVERS, F.H. (1989): Düngung im Wald - Möglichkeiten und Grenzen. - KfK/PEF-Berichte 50, 35-60.
- FEGER, K.H. (1989): Hydrologische und chemische Wechselwirkungsprozesse in tieferen Bodenhorizonten und im Gestein in ihrer Bedeutung für den Chemismus von Waldgewässern. - DVWK-Mitteilungen 17, 185-204.
- FEGER, K.H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften (Habilitationsschrift). Freiburger Bodenkundl. Abh. 31, 237 S.
- FEGER, K.H. (1994): Boden- und Wasserschutz in forstlich genutzten Ökosystemen. - In: Alfred-Wegener-Stiftung (Hrsg.): Die benutzte Erde: Ökosysteme, Rohstoffgewinnung, Herausforderungen. Verlag Ernst & Sohn, Berlin, 315-329.
- FÜHRER, H.W.; H.M. BRECHTEL; H. ERNSTBERGER und C. ERPENBECK (1988): Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. - DVWK-Mitteilungen 14, 122 S.
- GÄTH, S. und H.G. FREDE (1991): Einfluß der Landnutzungsform auf die Nitratbelastung des Grundwassers im ostthessischen Bergland. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 66/I, 943-946.
- HOFMANN, G. und D. HEINSDORF (1990): Quantifizierung und Abgrenzung des Depositionsgeschehens in den Wäldern als Grundlage für eine ökologisch orientierte Waldbewirtschaftung. - Der Wald 40, 208-213.
- JANSSEN, G. (1990): Nachhaltige Forstwirtschaft - Zukunftsweisende Nutzung naturnaher Ökosysteme. - Allg. Forstz. 45, 1321-1324.
- KÖLLING, C. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. - Allg. Forstz. 46, 513-517.
- KREUTZER, K. (1989): Änderungen im Stickstoffhaushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität des Sickerwassers. - DVWK-Mitteilungen 17, 121-132.
- REHFUESS, K.E. (1988): Übersicht über die bodenkundliche Forschung im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden. - KfK/PEF-Berichte 35(1), 1-26.
- REUSS, J.O. und D.W. JOHNSON (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters. - Ecological Studies 59, Springer-Verlag, 119 S.
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/I, 159-187.
- ZÖTTL, H.W. (1985): Waldschäden und Nährlementversorgung. Düsseldorf: Geobot. Koll. 2, 31-41.

**Extensivierung zur Verminderung von Bodenverlusten
und erosionsbedingten Einträgen in Gewässer**

von

Frielinghaus, M.*

Die bewirtschaftungsbedingten Ursachen für die Zunahme von Erosionsschäden im nordostdeutschen Tiefland sind gut bekannt (FRIELINGHAUS, 1991). Inzwischen sind auch langjährige Versuchsergebnisse und Praxiserfahrungen zu Schutzverfahren veröffentlicht worden (BARKUSKY, 1990; BRUNOTTE, 1990). Trotzdem ist die Akzeptanz in erosionsgefährdeten Landschaften gering, so daß im Winterhalbjahr 1993/94 wieder erhebliche Einträge in Gewässer besonders von Flächen in schlechtem ackerbaulichen Zustand (ungenügende Bodenbedeckung, hoher Anteil von Fahrspuren, starke Verschlammung der Bodenoberflächen) im nordostdeutschen Tiefland kartiert wurden. Bei jedem stärkeren Erosionsereignis werden die groben Bodenteilchen innerhalb der Quellflächen verlagert. Dabei zeigte sich erneut, daß die gröberen Bodenteilchen (Körnungsarten Grob- bis Feinsand) in der Regel innerhalb der Ackerflächen verlagert werden, daß aber die feinen Teilchen (Korngrößen Schluff und Ton) als Suspension im abfließenden Oberflächenwasser aus den Ackerflächen in Binnengewässer und Vorfluter ausgetragen werden. An den feinen Bodenteilchen sind vorwiegend Nährstoffe und teilweise auch Reste von Schadstoffen, z. B. von Pflanzenschutzmitteln, adsorbiert. In Studien zu diffusen Stoffeinträgen in Gewässer ist der durch Wassererosion bezifferte Anteil sehr hoch (NOLTE, ... 1991.) Wenn das flächendeckend nach neueren Berechnungen für den Lockergesteinbereich auch eingeschränkt werden muß, so sind örtlich tatsächlich erhebliche Einträge gemessen worden. (FRIELINGHAUS, 1994) In den EU Regelungen wird die Möglichkeit gesehen, bei umweltorientierter Anwendung sowohl durch gezielte Stilllegung aber noch mehr durch eine großflächige Extensivierung der Produktion eine Verminderung der Gefahr einzuleiten. Durch die derzeitige praktische Anwendung wird allerdings auf vielen erosionsgefährdeten Standorten mit intensivem Marktfruchtanbau eine erhebliche Zunahme von Offsiteschäden registriert.

Abfluß- und Abtragspfade durch bewirtschaftungsbedingte Schadverdichtungen und Fahrspuren auf Ackerflächen.

Untersuchungen in den vergangenen Jahren haben ergeben, daß etwa 250 T ha Ackerland im nordostdeutschen Tiefland schadverdichtet sind (BÖTTCHER, 1984). Die Mischkörnigkeit und der geringe Gehalt an organischer Bodensubstanz der Sand-, Lehmsand- und Lehmstandorte bedingen unter dem Einfluß des Bodeneigengewichtes und des Auflagedruckes und durch die Last von Maschinen eine stärkere Dichtlagerung als bei anderen Böden. Dabei verringert sich vorrangig der Grobporenanteil, die Wasserdurchlässigkeit wird demzufolge vermindert. Das hat erhebliche Rückwirkungen auf die "Regenverdaulichkeit"- und Abflußbildung. Der Abfluß selbst tritt vielfach vom Interrill- über den Rill- in den Rinnenbereich, den die vorgeformten Abflußbahnen in Form der Fahrspuren darstellen.

* Zentrum f. Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. Müncheberg

In den Abflußbahnen wird das Abflußwasser gebündelt, dadurch nimmt die Schleppkraft progressiv zu. An den Fahrspurrändern und unter den Fahrspuren entstehen instabile Bruchzonen, so daß bereits nach einigen Niederschlägen mit Abfluß eine deutliche Vertiefung und Verbreiterung der Rinnen bis hin zu Gräben eintritt. Der Abflußbeginn in den Fahrspuren ist ebenfalls auf verminderte Infiltrationskapazität zurückzuführen. Vergleicht man die gemessenen Werte der Infiltrationsrate mit den Klassen der "Regenverdaulichkeit" nach KOHNKE (1968), so wird deutlich, daß in einigen Jahren bereits nach 2 Überrollungen mit hohen Lasten die Rate sehr gering war (Abb.1). Nach 6 und mehr Überrollungen (Üb.) wird die Infiltrationsrate auch bei geringerem Lastauftrag stark reduziert (FRIELINGHAUS...,1994a) Erosionskartierungen im Frühjahr 1994 haben ergeben, daß etwa 90 % aller Austräge aus den Ackerflächen in den vorgeprägten Abflußbahnen, deren Ursprung Fahrspuren darstellen, verlaufen. Vorrangig bei Winterraps und Winterweizen sind in großem Umfang Erosionspfade in Pflanzenschutzspuren aus dem Herbst 1993 kartiert worden. Dabei wurde ermittelt; daß Gewässerrandstreifen bis 10 m Breite unwirksam blieben. Der Grund dafür ist, daß die Austräge nicht flächenhaft sondern gebündelt erfolgten und die Randstreifen überspült wurden. Vergleichbare Ergebnisse wurden von FABIS... (1993) mitgeteilt.

Welche Aussicht besteht, Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau für die Verminderung erosionsbedingter Stoffverlagerungen zu nutzen ?

Vom Rat von Sachverständigen f. Umweltfragen wurde im Umweltgutachten 1994 formuliert:" Eine weitgehende Beibehaltung der intensiven Produktion auf einem Teil der Fläche und eine gleichzeitige Stilllegung der Produktion auf einem anderen Teil läuft generell der aus umweltpolitischen Gründen angestrebten flächendeckenden umweltverträglichen Bewirtschaftung zuwider..."

Diese Feststellung trifft absolut für alle Maßnahmen zum Schutz vor Wassererosion zu. Flächendeckend muß auf allen erosionsgefährdeten Flächen eine möglichst ganzjährige Bodenbedeckung mit geschlossenen Pflanzenbeständen oder mit Pflanzenrückständen, eine Verminderung der technologisch bedingten Zeiträume ohne Bodenbedeckung und eine Beschleunigung der Jugendentwicklung von Pflanzenbeständen angestrebt werden. (FRIELINGHAUS...,1992) Langjährige Experimente haben gezeigt, daß bei einer Bodenbedeckungsmasse >2t Trockenmasse der Bodenabtrag unter 1% des Abtrages auf Brachefflächen sinkt (Tab.1).

Tabelle 1:

Mindestmenge an organischen Rückständen auf der Bodenoberfläche zur Reduzierung von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag (Ergebnisse aus 10 jährigen Experimenten auf Sandstandorten in Müncheberg und Dedelow)

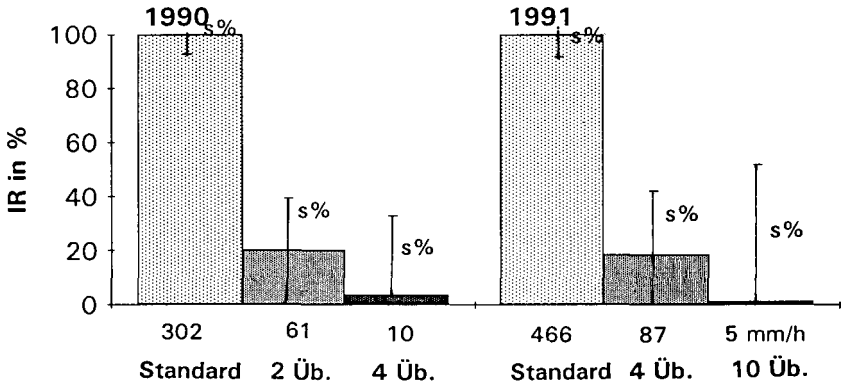
Pflanzenrückstände t/ha	Niederschlagsinfiltration %	Oberflächenabfluß %	Bodenabtrag t/ha
0	54	45	24
0.5	60	40	6
1	74	25	2
2	99	0,5	0,6
4	99	0,1	0
8	100	0	0

Dort, wo Marktfrüchte weiterhin auf schwach bis mäßig gefährdeten Flächen angebaut werden sollen, muß die Extensivierung in der Rücknahme der Befahrungen und der absoluten Vermeidung der Befahrungen vor Winter bestehen. Die Schaffung von ökologisch und ökonomisch vertretbaren Bewirtschaftungsgrößen ist die Voraussetzung jeder ackerbaulichen

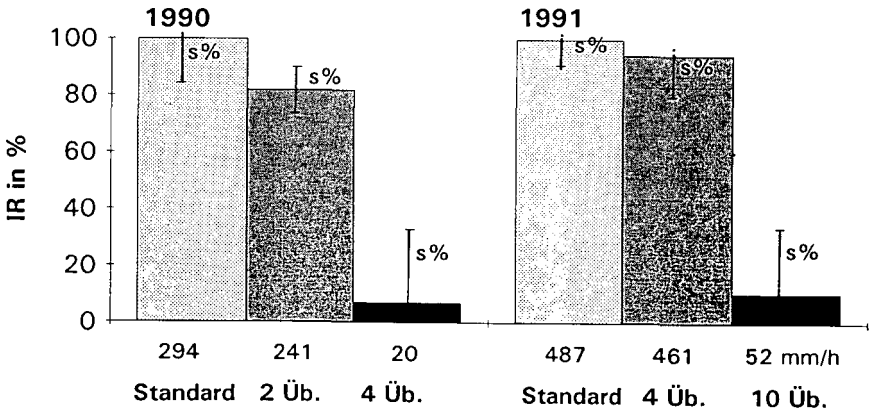
Abbildung: 1

Reduzierung der Infiltrationsrate (IR in mm / h) durch zwei Belastungsstufen nach differenzierten Überrollungen (Üb.) auf einem Sandboden

Belastungsstufe: 30 kN; 300 kPa; 15 cm



Belastungsstufe: 15 kN; 80 kPa; 15 cm



Infiltrationsklassen n. KOHNKE (1968)
 < 20 mm x h⁻¹ gering
 20 - 100 mm x h⁻¹ mittel
 > 100 mm x h⁻¹ hoch

Nutzung. Damit können zusätzliche Last- und Leerfahrten auf den Ackerflächen minimiert werden. Mit diesen Schwerpunkten des Bodenschutzes wird gleichzeitig eine allgemeine Zurücknahme spezifischer Nutzungsintensität möglich, die als großflächige Extensivierung neben Randstreifenprogrammen, partieller Dauerbrache, Aufforstung, Rotationsbrache und dem Anbau nachwachsender Rohstoffe als Alternative zu Marktfrüchten einen schonenderen Eingriff in Stoffgleichgewichte im Landschaftshaushalt erlaubt. (KUNTZE, 1988). Für stark geschädigte Abtragsbereiche und Hänge über 12 % Neigung besteht die Empfehlung zur Umwidmung: "Landwirtschaftliche Nutzflächen sollten gezielt dort stillgelegt werden, wo sie als Puffer für empfindliche und schutzwürdige Flächen, z. B. Gewässerrandstreifen, Wasserschutzgebiete, Gebiete mit hoher Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers, Gebiete mit hoher Erosionsgefährdung... eingesetzt werden" (Umweltgutachten 1994)

Wie sollte bei der Einleitung von Extensivierungsmaßnahmen in erosionsgefährdeten Agrarlandschaften vorgegangen werden ?

Folgender Ablauf zur Entscheidungsfindung ist wissenschaftlich begründet: Bestimmung der Schutzziele für die mit den Ackerflächen vergesellschafteten Biotope, Bestimmung der potentiellen Erosionsgefährdung für die Landschaften aus Standort- und Witterungsgrunddaten, Kartierung aktueller Eintragspfade auf potentiell gefährdeten Flächen in Gewässer oder Biotopnähe, Umwidmung stark gefährdeter und bereits geschädigter Flächen oder Teilflächen, gezielte Ansaat gut deckender Kulturartenmischungen in Distanzonen zwischen Ackerflächen und gefährdeten Landschaftselementen und Vereinbarung von Pflegemaßnahmen, die einen dicht schließenden Bestand garantieren, Extensivierung der Produktion auf allen mäßig und schwach gefährdeten Flächen unter Einbeziehung mehrjähriger Futterpflanzen, Rotationsbrache, Mulchsaat, reduzierter Bearbeitung und Befahrung.

Für die Abarbeitung der einzelnen Schritte sind Regeln und Richtwerte vorhanden. (FRIELINGHAUS ...1994 b)

Literatur :

- BARKUSKY, D. (1990): Schutz vor Wassererosion im Silomaisanbau durch pfluglose Bodenbearbeitung im Norden der DDR. Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenkd, Berlin 34 (1990), 6, 387-396
- BÖTTCHER, B. (1984) : Beitrag zum Erkennen, Bewerten und Beseitigen von Krümenbasisverdichtungen auf D-Standorten. Diss. AdL Berlin
- BRUNOTTE, J. (1990): Landtechnische Maßnahmen zum bodenschonenden und bodenschützenden Zuckerrübenanbau. Dissertation Kiel, 1990, 205 S.
- FABIS, J.; BACH, M.; FREDE; H-G. (1993) Einfluß der Uferstreifen auf den Stoffeintrag in Gewässer und die Wirkung von Nutzungsänderungen auf die Gewässergüte. Gutachten im Auftrag des DVWK, Gießen 1993
- FRIELINGHAUS, M. (1991) : Stand der Erosionsforschung in der ehemaligen DDR. Berichte über Landwirtschaft des BML, 205. Sonderheft Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd.3 Bodenerosion
- FRIELINGHAUS, M.; BARKUSKY, D.; KÜHN, G. (1992) Bewertung von Nutzungssystemen in Hinblick auf den Bodenschutz vor Erosion im nordostdeutschen Tiefland. !04. VDLUFA Kongreß Kongreßband 615-618
- FRIELINGHAUS, M.; PETELKAU, H.; ROTH, C. (1994a): Evaluation of increased erosion risks on slopes with wheel tracks. 13. ISTRO- conference Denmark 1994 (im Druck)
- FRIELINGHAUS u. Mitarbeiter (1994 b): 11 Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg (im Druck)
- KOHNKE, (1968) in MÜLLER, G. Bodenkunde, VEB Deutsch. Landwirtschaftsverlag, Berlin 1980
- KUNTZE, H. (1988) : Zur extensiven Bodennutzung und ihre standörtliche Auswirkungen- eine Einführung. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 29, 321-325
- NOLTE, C. WERNER, W. (1991) : Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. Umweltforschungs-plan des BMUNR, Wasserwirtschaft, Forschungsvorhaben Wasser 102 04 382
- UMWELTGUTACHTEN 1994 vom Tat von Sachverständigen für Umweltfragen, Wiesbaden, Febr. 1994

Die Nutzung von Bodenphosphaten durch chemische Phosphatmobilisierung von Leguminosen

von

Gerke, J., W. Römer und U. Meyer

Die angestrebte Extensivierung der Pflanzenproduktion wird u.a. auch von einem verringerten Phosphatdüngungsniveau begleitet. Da sich die P-Löslichkeit von frisch gedüngtem Phosphat (Super- bzw. Triplephosphat) im Boden anfangs sehr schnell und langfristig weiter reduziert, stellt sich die Frage nach der Nutzbarkeit der in den vergangenen Jahren angereicherten Bodenphosphate. In diesem Zusammenhang sind die Leguminosen von Interesse, da sie in der Lage sind, Bodenphosphate besonders effizient zu nutzen. Über die chemische P-Mobilisierung von Weißer Lupine und Rotklee wird im folgenden berichtet.

Methodik

Die Anzucht von Weißer Lupine erfolgte in Gefäßen mit 3 kg einer Löß-Parabraunerde (pH (CaCl₂): 7,3; C_{Org}: 1,1%; CaCO₃: 0,2%; Al_{OX}: 672 mg/kg; Fe_{OX}: 1955 mg/kg) in einer Klimakammer für 72 Tage. Die analytischen Methoden sind bei Gerke et al. (1994) beschrieben.

Rotklee wurde in besonderer Weise kultiviert (Abb. 1). Die Wurzeln wachsen zwischen zwei Bodenblöcken in eine P-freie Nährlösung. Boden und Wurzeln sind durch ein Polyamidnetz (Poren ϕ 10 μ m) getrennt, so daß eine planare Grenzfläche Boden/Wurzel entsteht. Als Boden diente ein humoser Sand (Humus-Podsol) von pH (CaCl₂): 5,5; C_{Org}: 3,3%; P (DL): 18 mg P₂O₅/100 g Boden. Weitere Angaben finden sich bei U. Meyer (1993).

Ergebnisse

Weißer Lupinen bilden bei P-Mangel Proteoidwurzeln. Das sind Wurzeln mit Abschnitten intensiver Seitenwurzel- und Wurzelhaarbil-

dung. Im Rhizosphärenboden dieser Proteoidwurzelbereiche wurden Citrat- bzw. Malatkonzentrationen von 12,5 bzw. 2,4 $\mu\text{mol/g}$ Boden als Ca-Salze gemessen. Da die Wiederfindungsrate von Citrat in einem solchen Boden nach 24 h nur 27% beträgt (Gerke et al., 1994) und der Boden hohe Gehalte an oxalatlöslichem Fe aufweist, ist zusätzlich eine Bindung von Citrat an Fe/Al-Oxidoberflächen mittels Ligandenaustausch sehr wahrscheinlich. Diese Vorstellung wurde durch weitere Experimente, bei denen der Boden mit Citrat bei verschiedenen pH-Werten geschüttelt und nach Gleichgewichtseinstellung auch die P-Konzentration gemessen wurde, gestützt. Die Citratadsorption nahm mit abnehmendem pH, in Übereinstimmung mit der Vorstellung der Bindung mittels Ligandenaustausch zu. Die P-Löslichkeit war eng korreliert mit der Citratadsorption, wobei unterhalb von 10 $\mu\text{mol Citrat/g}$ Boden keine Mobilisierung stattfand (Abb. 2). Der pH-Wert hatte also allein einen unwesentlichen Einfluß auf die P-Löslichkeit, sondern wirkte nur in Kombination mit dem Citratanion auf die P-Löslichkeit. Der Effekt des Citrates auf die P-Löslichkeit ist für mehr als 3 Monate in diesem Boden persistent, wie Inkubationsversuche mit Citrat in diesem Boden zeigen (Abb. 3). Fe und Al wurden ebenfalls und zwar in überstöchiometrischer Konzentration mobilisiert. Dieser Mobilisierungseffekt läßt sich auch in der Bodenlösung der Proteoidrhizosphäre der Lupinen nachweisen (Tab. 1). Trotz 72-tägiger P-Aufnahme der Pflanzen war die P-Konzentration im Vergleich zum Ausgangsboden deutlich erhöht. Die Fe- und Al-Konzentration war um das 10-fache angestiegen. Die Erhöhung der P-Löslichkeit führte dazu, daß bei Lupine auf diesem Boden kein P-Düngungseffekt wie bei Getreide und Zuckerrübe auftrat. Horst und Waschkiess (1986) fanden bei Weizen nach Anbau von Weißer Lupine eine erhöhte P-Aufnahme.

Rotklee akkumuliert mehr als 10 $\mu\text{mol Citrat/g}$ Boden in der Rhizosphäre und senkt trotz Ernährung mit Nitrat-N den pH von 5,5 auf 4,0 ab. Die P-Mobilisierung führte zu einem gegenüber Weidelgras um den Faktor 2,4 erhöhten P-Entzug (Tab. 2), der von einer stärkeren Abnahme der extrahierbaren P-Gehalte in der Rhizosphäre begleitet war. Die Untersuchung der Citratadsorption und der P-Löslichkeit im Humuspodsol bei zwei verschiedenen pH-Werten zeigte,

wie schon in der Parabraunerde, daß pH-Veränderungen allein die P-Löslichkeit nur in geringem Maße veränderten (Abb. 4). Es besteht auch in diesem Boden eine enge Beziehung zwischen Citratadsorption und P-Mobilisierung. Die bei P-Mangel erhöhte Ausscheidung von Di- und Tricarbonensäuren wurde auch bei Luzerne und Weißklee gefunden.

Zusammenfassend ergibt sich: Die Ausscheidung von Protonen, Di- und Tricarbonensäuren ist von grundlegender Bedeutung für die P-Mobilisierung in der Rhizosphäre von Leguminosen. Sie ist auch bei symbiontischer N-Ernährung im Feld verstärkt zu erwarten, da die erhöhte Protonenausscheidung zu einer verstärkten Citratbindung an die Festphase und damit zu einer höheren P-Mobilisierung führt. Die Bedeutung der Fe- und Al- sowie einer möglichen Schwermetallmobilisierung ist in diesem Zusammenhang genauer zu betrachten.

Literatur

Gerke, J., Römer, W. und Jungk, A. (1994): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157.

Meyer, Ute (1993): Diplomarbeit Universität Göttingen.

Horst, W. und Waschkies (1986): VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongressband 1985.

Tabelle 1: P-, Al- und Fe-Konzentration der Bodenlösung des Rhizosphärenbodens der Proteoidwurzelbereiche (72 Tage nach der Saat der Weißen Lupine) und des unbepflanzten Bodens (Parabraunerde, pH: 7,3)

	Konzentration in $\mu\text{mol/L}$		
	P	Al	Fe
unbepflanzter Boden	1,1	<40	5,7
Proteoidwurzelboden	2,7	490	346

Tabelle 2: P-Entzug von 6 Wochen alten Rotklee- und Weidelgraspflanzen sowie Abnahme des Gesamt-P-Gehaltes des Bodens in Wurzelnahe im Vergleich zum unbeeinflussten Boden (Meyer, 1993).

Pflanze	P-Entzug mg/Gefäß	P-Abnahme in Wurzelnahe mg/kg Boden
Rotklee	2,82	128
Weidelgras	1,21	102

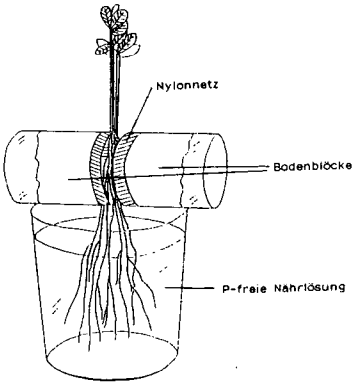


Abb. 1: Schematische Darstellung der Versuchsgefäße

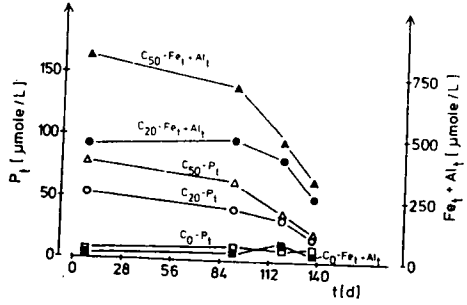


Abb. 3: P-, Fe- und Al-Gesamtkonzentrationen in der Bodenlösung der Parabraunerde in Abhängigkeit von der Citronensäurezugabe. C_0 - keine Citronensäure; C_{20} - 20 $\mu\text{mol/g}$ Boden; C_{50} - 50 $\mu\text{mol/g}$ Boden

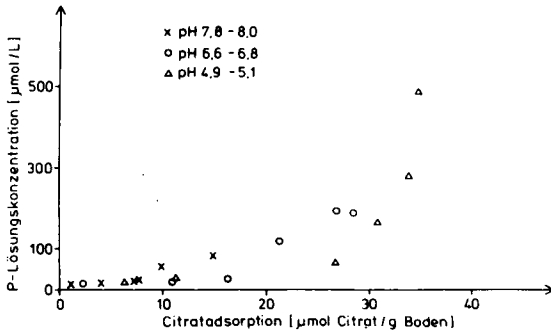


Abb. 2: P-Mobilisierung in einer Parabraunerde in Abhängigkeit von der Citratadsorption im Boden

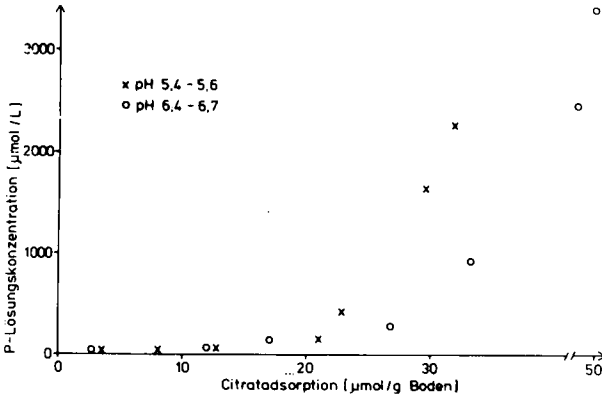


Abb. 4: P-Mobilisierung in einem Humuspodsol in Abhängigkeit von der Citratadsorption im Boden

Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft



19.5.94

Betr.: Tagung vom 02. - 10. September 1995 in Halle
Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde

Liebe Mitglieder,

die Zahl der Vorträge und Poster unserer 2-Jahrestagungen ist stetig angestiegen und hatte 1993 in Kiel einen Umfang angenommen, der organisatorisch noch gerade zu verkraften war. Der Vorstand der DBG hat sich daher entschlossen, für die Tagung 1995 in Halle grundlegende Änderungen im Anmelde- und Auswahlverfahren und zugleich auch kommissionsübergreifende thematische Zusammenfassungen vorzunehmen. Die Nichtberücksichtigung einzelner Beiträge soll dabei nach der Qualität erfolgen. Damit das gerecht geschehen kann, ist eine Vortrags- bzw. Posteranmeldung bis zum 15. Februar 1995 an den Vorsitzenden einer Kommission oder der Arbeitsgruppe für Bodenschutz zu richten, und zwar in Form einer 4-seitigen Druckvorlage für die DBG-Mitteilungen. Die Vorsitzenden treffen eine Themenzuordnung und Vorauswahl über die Zulassung als Vortrag oder Poster oder lehnen den Beitrag ab. Das Präsidium trifft die endgültige Entscheidung und stellt das Programm zusammen. Programm und Vortrags/Posterband der Mitteilungen gehen Ende März in Druck und werden im Mai/Juni an alle Mitglieder verschickt. Ein erneuter Druck nach der Tagung erfolgt nicht mehr: gute Beiträge können aber selbstverständlich erweitert in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde oder einer anderen Fachzeitschrift publiziert werden.

Dieses Verfahren erleichtert dem Tagungsteilnehmer die Wahl der zu besuchenden Vorträge, verbessert das Verständnis und wird auch die Diskussion beleben, während der Vortragende über das Gedruckte hinausgehende Aussagen machen kann. Auch die Posterprämierung läßt sich verbessern, da auf Grundlage des Gedruckten bereits eine Vorauswahl getroffen werden kann. Schließlich sollen vor jedem Poster kurze Diskussionsrunden des Autors mit Kleingruppen von Interessierten organisiert werden.

Diese Neuerungen ermöglichen zwar nicht mehr jedem Mitglied unserer Gesellschaft, sich mit Vortrag oder Poster auf der Jahrestagung zu präsentieren: Es bleiben dazu aber genügend Möglichkeiten anlässlich der vielen Kommissions- AG- und AK-Sitzungen zwischen den großen Tagungen. Wir hoffen jedenfalls sehr, daß durch diese Neuerungen die Kommunikation zwischen den Mitgliedern unserer Gesellschaft verbessert wird.

Abonieren Sie die Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, das Organ unserer Gesellschaft. Erfreulicherweise haben sich bereits über 100 Mitglieder unserer Gesellschaft für ein persönliches Abo entschlossen, das bisher für 6 Hefte 110 DM pro Jahr kostete. Das Kuratorium der Zeitschrift hat sich entschlossen, den Preis für ein persönliches Abo auf 80,-- DM herabzusetzen. Diese Verbilligung wurde in der Erwartung vorgenommen, daß eine größere Zahl unserer Mitglieder sich zu einem Abo entschließt. Ich bitte Sie um baldige Bestellung bei mir, damit ich dem Verlag gegenüber Ihre Mitgliedschaft in der DBG bestätigen kann und damit die Mehrauflage für 1995 frühzeitig geplant werden kann. Bestehende Abos werden 1995 automatisch auf den Preis von 80,-- DM umgestellt.

H.-P. Blume

gez. H.-P. Blume

Ich bestelle hiermit als Mitglied der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft die Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde ab 1995 zum Vorzugspreis (inkl. Porto- und Versandkosten)

o 80,-- DM (Inland)

o 85,-- DM (Ausland)

Name:

Adresse:

DBG-Mitgliedsnummer:

Datum,

Unterschrift

*Offener Brief an die Mitglieder der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
zum Thema eines Bundesverbandes Boden*

Um die Diskussion in der DBG noch einmal anzuregen, wird im folgenden versucht, den Sachstand um die Gründung eines Bundesverbandes Boden darzulegen. Veranlaßt sehen wir uns zu diesem erneuten Vorstoß u.a. deshalb, weil wir mit Besorgnis feststellen müssen, daß sowohl die Fachbelange der Bodenkunde als auch die Berufschancen der Bodenkundler im zukünftigen Bodenschutz nicht das ihnen zukommende Gewicht haben. Eine Ausnahme bildet hier z.B. Baden-Württemberg, wo bereits überwiegend Bodenkundler in den Bodenschutz-Fachbehörden, eingestellt worden sind. Gerade vor dem Hintergrund der vorliegenden sowie geplanten Bodenschutzgesetzgebung sowie des steigenden Stellenwertes des Bodenschutzes in der Öffentlichkeit sind und werden wir als Bodenkundler und -schützer zunehmend gefordert. Diesen Herausforderungen sollten wir offensiv entgegenreten.

Dies zeigte sich auch auf der Jahrestagung 1993 der DBG in Kiel, auf der sich eine Vielzahl von Mitgliedern der DBG eine stärkere Präsenz der Bodenkunde in der breiten Öffentlichkeit und ein stärkeres berufspolitisches Auftreten wünschten. Erinnert sei hier an die Diskussion in der AG "Bodenschutz", in der es um die Einflußmöglichkeiten der DBG auf das Bundesbodenschutzgesetz ging. Auch im AK "Stadtböden" wurde über eine "berufsständische Vereinigung" diskutiert. Letztendlich verfolgte der Antrag der "Weihenstephāner Gruppe" in der Hauptversammlung das Ziel, stärker in der breiteren Öffentlichkeit zu wirken. Auch auf einem Seminar der AG "Boden in Schleswig-Holstein" der DBG, an dem Mitarbeiter von Ingenieurbüros und Vollzugsbehörden (Umweltämter) teilnahmen, hat sich gezeigt, daß eine starke Nachfrage nach praxisrelevanten Regeln zu bodenschutzrelevanten Themen vorhanden ist. In den "Grünen Blättern" waren zur Jahreswende 1993 von einigen Mitgliedern der DBG Gedanken zum Thema dargelegt und zur kritischen Stellungnahme aufgefordert worden. Der Rücklauf war leider nur mäßig.

Auf der Vorstandssitzung am 7.1.1994 war Dr. Bachmann als ein Vertreter dieser Initiativgruppe eingeladen und zum Vortragen gebeten worden. Der Vorstand der DBG erörterte u.a. die Frage, ob ein "Verband Boden" erforderlich sei und wie er ausgerichtet werden könnte. Im Rahmen der Diskussion wurde wiederholt darauf hingewiesen, daß in der Tendenz eine eigenständige Verbands-Gründung zweckmäßig erscheint. Der Vorstand faßte nach ausführlicher Erörterung folgenden Beschluß: "Der Vorstand unterstützt Bestrebungen von Mitgliedern der Gesellschaft, Bodenkünlern eine berufsständische Vertretung zu schaffen. Der Vorstand bittet die Initiativgruppe, gemeinsam mit Präsidiumsmitglied Lieberoth die Vorstellungen zu konkretisieren."

Von der Initiativgruppe ist insbesondere zu prüfen, wie die Geschäftsstellē eines Verbandes arbeitsfähig gemacht werden kann (Ausstattung, Personalkonzept, Miete) und welche Konsequenz sich hier-

aus für die Höhe der Beitragszahlungen ergibt. Dr. Hugenroth erklärte seine Bereitschaft, ggfs. für eine Beratung hinsichtlich der Finanzausstattung und der Rechtsform eines Verbandes zur Verfügung zu stehen. Der Vorstand wollte aber der Diskussion in der Mitgliedschaft nicht vorgreifen. Angebote des DVWK, des Bund Deutscher Geologen und anderer sollten geprüft werden. Im Nachgang zur Sitzung erklärte sich Prof. Kuntze bereit, die Initiativgruppe beratend zu unterstützen.

Die Initiativgruppe traf sich dann am 23. März in Göttingen.

Die Teilnehmer stimmten nach ausgiebiger Diskussion darin überein, daß es sinnvoller erscheint, einen eigenen Verband zu gründen, als sich einem bestehenden Verband anzugliedern. Somit müßte dann die Abgrenzung zu anderen Verbänden, die auch den Bereich Böden abdecken wollen, wie z.B. Verband Deutscher Geologen, Verband für Geoökologie, Verband Deutscher Biologen, Ingenieurtechnischer Verband Altlasten, DVWK, VDI und GdCh, geklärt werden. Übereinstimmung herrschte auch darin, daß eine ausschließliche Ausrichtung auf den Aspekt des Bodenschutzes zu eng wäre. Es sei nötig, alle mit dem Umweltmedium Boden Befassen (z.B. Landwirte, Bodenschätzer, Bödenkartierer, eventuell auch "Bodensanierer") für den neuen Verband zu gewinnen. Es wurde beschlossen, die Problematik der Verbandsgründung der Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz LABO vorzutragen.

Über den Präsidenten der DBG ist die Initiativgruppe in der Zwischenzeit an die LABO herangetreten; mit der Bitte, eine Unterstützung und Förderung eines "Bundesverbandes Boden" zu diskutieren. Ein erstes Gespräch zwischen einem Vertreter der Initiativgruppe mit der LABO-Geschäftsführung hat gezeigt, daß auch von dieser Seite durchaus mit Interesse für einen Bundesverband Boden zu rechnen ist. Es wurde vereinbart, bis zum September von Seiten der Initiativgruppe der DBG eine detaillierte Ausarbeitung der angestrebten Struktur und der Ziele des Verbandes sowie die Satzung vorzulegen. Von der LABO wäre zu prüfen, inwieweit eine Verbindung analog LAGA-ITVA oder LAWA-DVWK möglich ist.

Nach Auffassung der Initiativgruppe sollten die wesentlichen Ziele eines solchen Verbandes sein, einen Zusammenschluß von Bodenkundler(inne)n innerhalb und außerhalb dieses Wissenschaftsbezugs zu erreichen, um die Umsetzung des umfangreichen theoretischen bodenkundlichen Wissens in die Praxis zu fördern. Aus den Erfahrungen im Verwaltungsvollzug Baden-Württembergs zeigt sich, daß sogar einfache bodenkundliche (v.a. bodenchemische) Zusammenhänge noch keinen Eingang in die fachlichen Entscheidungen finden. Ein Bundesverband sollte kein zweites wissenschaftliches Forum sein (dies ist die DBG), sondern muß sich mit Nachdruck auf die Umsetzung von Forschungsergebnissen konzentrieren. Ein wesentliches Ziel des Verbandes sollte es sein, diejenigen zusammenzuführen, die der Bodenkunde und ihren angrenzender Fachgebieten verbunden sind, d.h. eine wissenschaftliche Ausbildung als Bodenkundler aufweisen oder besondere Sachkenntnisse auf dem Gebiet der Bodenkunde und des Bodenschutzes erworben haben. Da es (bisher noch) keinen rein bodenkund-

lichen Ausbildungsgang gibt, ist zunächst eine Definition des im Bundesverband Boden organisierten Bodenkundlers zur gezielten Ansprache künftiger Mitglieder bzw. für das eigene Selbstverständnis zu erarbeiten. Die Initiativgruppe ist der Meinung, daß die Mitgliedschaft insbesondere für Absolventen von Studiengängen mit bodenkundlichen Fachrichtungen (z.B. geoökologische, land-, forst- und geowissenschaftliche Studiengänge) vorgesehen werden sollte, um das Profil des Verbandes deutlich herauszustellen und die anzugehenden Aufgaben abzustecken. Eingeschlossen sollten auch Absolventen anderer Fachrichtungen werden, sofern sie sich mit Fragen der an die Bodenkunde angrenzenden Bereiche beschäftigen. Es könnten danach auch Fachkundige angesprochen werden, die

- sich mit Fragen der Bewässerung oder Bodenmelioration beschäftigen (Kulturtechniker),
- Landnutzungsbewertungen und Umweltverträglichkeitsprüfungen vornehmen,
- Rechtsfragen der Bodensanierung und des Bodenschutzes vertreten,
- Baugrundfragen behandeln (Bodenmechaniker),
- Böden als landschaftsgeschichtliche Urkunden sehen (Archäologen)
- bodenkundliche Aspekte in der Bauleitplanung einbringen (z.B. Städte- und Landschaftsplaner),
- mit der Untersuchung und Bewertung von Schadstoffen in Böden befaßt sind (z.B. Chemiker),
- sich mit Abfallwirtschaftskonzepten beschäftigen (z.B. Bauingenieure, Verfahrenstechniker),
- bodenkundliche Methoden in die Altlastenbearbeitung einbringen (Sanierer).

Aus diesen Darlegungen wird deutlich, daß der Bundesverband eine Doppelaufgabe zu übernehmen hat, die sich grob in fachtechnische und berufsständische Aufgaben gliedern läßt.



Umfrage "Bundesverband Boden"

Ich bin/bin nicht interessiert Mitglied in einem Bundesverband Boden zu werden.

Ich/wir bin/sind bereit als Mitgliedsbeitrag im Jahr zu zahlen

- | | | | |
|---|---------------------------------------|---|----------|
| O | Einzelmitglied | O | DM 100 |
| | | O | DM 150 |
| | | O | DM 200 |
| | | O | DM 300 |
| O | Firma/Büro | O | DM 500 |
| | | O | DM 1.000 |
| | | O | DM 1.500 |
| O | Bin an der Mustersatzung interessiert | | |

Zu den fachtechnischen Aufgaben gehören u.a.:

- Vertretung technisch-wissenschaftlicher und rechtlicher Belange der Bodenkunde, Wahrung der Interessen bei Anhörungen,
- Darstellung und Umsetzung des Standes der Wissenschaft und Technik im Bereich der Bodenkunde und angrenzender Bereiche,
- Mitarbeit an und Erarbeitung von Regelwerken und Empfehlungen im Bereich Boden,
- Anregung, Förderung und Durchführung von F+E-Vorhaben und
- Fachliche Beratung und Zusammenarbeit mit anderen Verbänden, Behörden, Firmen, Institutionen und Personen.

Zu den berufsständischen Aufgaben gehören u.a.:

- Vertretung berufsspezifischer Interessen, z.B. hinsichtlich bodenbezogener Arbeitsinhalte in den Honorarordnungen,
- Aufstellung von Kriterien für den Nachweis der Sachkunde bei Fragen der Bodenkunde und des Bodenschutzes, z.B. Akkreditierung von Fachlaboren, -büros und Beschreibung eines einheitlichen Berufsbildes,
- Durchführung und Förderung der fachlichen Aus- und Fortbildung und von Veranstaltungen,
- Nachwuchsförderung;
- Förderung der Zusammenarbeit auf internationaler Ebene, insbesondere innerhalb der EU und
- Vertretung von freiberuflich arbeitenden Bodenkundlern, z.B. Hilfestellung bei der Abfassung von Arbeitsverträgen, Klärung und Hilfestellung bei versicherungstechnischen Fragen.
- Hilfen bei der Stellensuche (z.B. in Form von Angebots- und Nachfrageinseraten im Verbandsorgan).

»»»

Kontaktanschrift

Claus Bannick
"Initiativgruppe BVB"
im Umweltbundesrat
Mauerstraße 45 - 52
10117 Berlin

Mitarbeit in Initiativgruppe
C. Ahl
G. Bachmann
C. Bannick
W. Burghardt
E. Cordsen
W. Eckelmann
S. Gäh
H. Gerics
P. Hugenroth
H. Kuntze
I. Lieberoth
C. Menge
H. Meyer-Steinbrenner
H. Neyer
H. Rheinfelder

Einladung zu einer Exkursion nach Szczecin/ Polen vom 3. bis 4.09.1994

(Vorexkursion zu den Tagungen der DBG im September 1994 in Münchenberg)

Die AG Bodenerosion und die Kommissionen V und VI der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft führen vom 05. bis 09. 09. 1994 im ZALF Münchenberg/ Land Brandenburg nacheinander Tagungen und zwei Exkursionen durch. Die Einladungen waren in den Grünen Blättern im Januar 1994.

Gleichzeitig wurde eine Vorexkursion über Burg Stargard (Mecklenburg) nach Szczecin in Polen angeboten.

Einige nachfolgende Informationen sollen Sie mit dem **Programm dieser Vorexkursion** vertraut machen und Ihren Wunsch zur Teilnahme wecken.

Folgender Ablauf ist vorgesehen:

03.09. 94

Abfahrt um 9 Uhr von **Münchenberg** mit Zustiegsmöglichkeiten am **Bahnhof Eberswalde** um 10 Uhr und am **Bahnhof Prenzlau** um 11 Uhr oder um 14.30 Uhr

Fahrt nach Burg Stargard (Mecklbg) und Vorstellung von Bodenprofilen einer Wald- und einer Feldcatena. Die Ergebnisse der Analysen erlauben die Beurteilung der erosionsbedingten Veränderungen in den vergangenen 250 Jahren.

Weiterfahrt nach Szczecin (Stettin) in Polen.

Besuch der Insel Ostrow Grabowski . Darstellung der Geschichte der Insel und Probleme der Kontamination durch die abgelagerten Odersedimente

Besuch der Innenstadt Szczecin mit Dom und Schloß unter Leitung einer Stadtführerin
Gemeinsames Abendbrot mit weiteren Informationen über Vergangenheit und Gegenwart der Stadt und gegenwärtigen Problemen in Polen, Information über die fachspezifischen Arbeiten an der Akademié in Szczecin

04.09.94

Kloster Kolbacz (Zisterzienserkloster)

Moderne Tierproduktionsanlage mit schadloser Abfallverwertung

Stadt Pyrzyce: Moderne Kläranlage, Geothermal-Quelle und Energiekonzeption für die Stadt

Nationalpark "Untere Oder" Gemeinsamer Aufbau durch Polen und Deutschland

Choina, Stadt an der Ruzica (Zufluß zur Oder).Vorstellung eines geplanten gemeinsamen Forschungsprojektes

Grenzübergang in Küstrin

Gedenkstätte Seelower Höhen,Ökodorf Jahnsfelde: Gemeinsames Abendbrot mit

Informationen über Pläne und Chancen eines Ökodorfes in Ostbrandenburg

Rückkehr nach Münchenberg, wo am 05.09. 94 die Tagung I der AG Bodenerosion mit einer Ostbrandenburgexkursion zu Fragen "Bodenerosion in der Landschaft" beginnt. Am 06.09.94

findet eine Postertagung statt und am 07.09.94 wird eine Exkursion in die glazial geprägte

Landschaft der Uckermark für die Teilnehmer der Tagungen I und II angeboten. Am 08. und

09.09. findet dann die Tagung II (Vorträge und Poster) der Kommissionen V und VI statt.

Zu Finanzierung und Übernachtung der Vorexkursion:

Die Übernachtung erfolgt in Zweibettzimmern mit Dusche und WC in der Etage für etwa 13 DM in SZCZECIN (Stettin) in Polen.Es können auch Einzelzimmer zur Verfügung gestellt werden.Für den 03.09. und den 04.09. 94 werden Lunchpakete und warme und kalte Getränke vorbereitet. Frühstück und Abenbrot in Szczecin sind vorbereitet.

Um eine schnelle Abwicklung zu sichern und Ihnen den Umtausch von Geld zu ersparen, kalkulieren wir für die Exkursion 130,-DM.

Die Anmeldung

zu dieser Exkursion sollte so schnell wie möglich, aber spätestens bis Ende Juni 1994 erfolgen. Bitte zahlen Sie die Exkursionsgebühren auf folgendes Konto ein:

Konto-Nr.: 020 2516 108 bei der Postbank Berlin (BLZ.: 100 100 10)

Bitte vermerken Sie bei Ihrer Anmeldung, ob Sie in Münchenberg, in Eberswalde oder in Prenzlau zusteigen und wo Sie in Münchenberg oder Umgebung übernachten, damit wir gegebenenfalls von der späteren Ankunft am 04.09.94 informieren können

Weitere Informationen zu den geplanten Tagungen und Exkursionen und den Anmeldeformalitäten entnehmen Sie bitte den "Grünen Blättern "

Prof. Monika Frielinghaus

Münchenberg, den 28.04.94

Anmeldung für die Vorexkursion sowie die AG Tagung Bodenerosion *sofort* an:
Prof. Monika Frielinghaus

ZALF Münchenberg, Eberswalder Str.84, 15374 Münchenberg

Übernachtungen: Fremdenverkehrsamt 15377 Buckow, Wriezener Str.1

Tel. (033433) 57500

An der Tagung der AG Bodenerosion vom 05. bis 07.09.94 und an der Vorexkursion nach Stettin nehme ich teil:

Exkursion am 05.09.94	<input type="radio"/>	Postertagung am 06.09.94	<input type="radio"/>
Exkursion am 07.09.94	<input type="radio"/>	Vorexkursion Stettin am 3.u.4.9.94	<input type="radio"/>
Tagung am 08.und 09.09.94	<input type="radio"/>		

Ich melde ein Poster zur Tagung I oder ein Poster/ Vortrag zur Tagung II zu folgendem Thema an :

.....

Name, Vorname, Titel:

Institution

PLZ: Ort: Str.:

Tel.-Nr.: FAX- Nr.:

Mitglied der DBG: ja nein

Den Unkostenbeitrag in Höhe von.....DM habe ich überwiesen am.....

Unterschrift als verbindliche Anmeldung:.....

Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten

von

Gutser, R. und N. Claassen

Einleitung und Problemstellung

Die Optimierung des Stickstoffeinsatzes in Agrarökosystemen mit hoher Ertragsleistung läßt sich bekanntlich mit Handelsdüngern leichter erreichen als mit Wirtschaftsdüngern (Stallmist, Gülle) oder kommunalen Reststoffen wie Klärschlamm oder Bioabfallkomposte.

Schwierigkeiten in der Abschätzung der N-Wirkung organischer Dünger bereitet nicht nur der organisch gebundene Stickstoff, auch der enthaltene mineralische Stickstoff ist je nach dem Kohlenstoffangebot über die Dünger mehr oder weniger stark der Immobilisation unterworfen (Dösch u. Gutser, 1993). Die Kenntnis der Verfügbarkeit mineralischer und organischer Düngemittel in Anwendungs- und Folgejahren ist nicht nur für die Feinststeuerung der N-Ernährung der Kulturpflanzen im jeweiligen Jahr, sondern auch für die Grobsteuerung der Düngung eines gesamten Betriebes über mehrere Jahre hinweg mittels einfacher N-Bilanz (N-Zufuhr minus N-Abfuhr) zwingend erforderlich; die Bewertung der N-Salden hängt sehr wesentlich von der Art der eingesetzten Düngemittel ab.

In der vorliegenden Arbeit werden zunächst grundsätzliche Unterschiede in der spezifischen N-Verfügbarkeit mineralischer und organischer Dünger in Anwendungs- und Folgejahren ermittelt und daraus deren Auswirkung auf den N-Vorrat der Böden in Abhängigkeit des Betrachtungszeitraumes (von der Dauer der Zufuhr) abgeleitet.

Methodik

Der N-Umsatz von Mineraldüngern (Kalkammonsalpeter = KAS) und Gülle (NH₄-N) wurde in Lysimeterversuchen (1980 - 1993) in Weihenstephan (Ø 794 mm Niederschlag und 7,4°C Lufttemperatur) auf schluffigem Lehm (pH_{CaCl2} = 6,5) mittels Einsatz von ¹⁵N-Tracer geprüft (s. Vilsmeier und Gutser, 1989). Fruchtfolge: Zuckerrüben - 1 bis 2 x Getreide (Blätter und Stroh verblieben auf dem Feld). Die Nachwirkung der Düngung wurde 11 bzw. 9 Jahre (1983 bzw. 1985: 180 kg N/ha als KAS) sowie 6 Jahre lang (1988: 100 kg N als Gülle-NH₄/ha) verfolgt und der jährlich verfügbare Stickstoff (Summe Aufnahme der Pflanzen + Auswaschung) in % des Dünger-Restes im Boden nach der Ernte des Vorjahres ermittelt.

Bezüglich des Umsatzes des organischen Gülle-, Stallmist- sowie Kompost-N (Müllklärschlammkompost) wird auf folgende Literatur verwiesen: Amberger et al., 1982; Gutser, 1992; Gutser et al., 1993; Ebertseder 1993).

Die durch Düngung in Abhängigkeit der Zufuhr z (kg N/ha), jährlichen Mineralisationsrate r (% des N-Restes im Boden) und Anwendungsdauer t (a) sich ergebende Anreicherung N_a (kg N/ha) des Bodens wurde vereinfacht nach der Formel kalkuliert:

$$d N_a / d t = z - r \cdot N_a, \text{ daraus ergibt sich: } N_a = z \cdot r^{-1} \cdot (1 - e^{-rt})$$

Ergebnisse

Der 1983 bzw. 1985 im Lysimeter zu Zuckerrüben applizierte Mineraldünger KAS wurde im Anwendungsjahr zu 73 (1% Auswaschung, 49% in Rüben, 23% in Blätter) bzw. 49% (15%/ 19%/15%) verwertet ("Verfügbarer N" = Auswaschung + Aufnahme der Pflanzen) - Tab.1.

Tab. 1 Verfügbarer Düngerstickstoff (¹⁵N)
KAS (180 kg N/ha)

Düngung	% vom Rest-N Jahr										
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.
1983	73*	7	9*	2	3	5*	2	2	4*	1	1
1985	49*	10	4	7*	2	2	5*	2	1	-	-

*Zuckerrüben

Rübenblätter und Getreidestroh wurden jeweils wieder dem Boden zugeführt, so daß sich der Dünger-Rest des Bodens zum Erntetermin jeweils um den in diesen Ernteresten enthaltenen N-Mengen erhöhte. Die Ausnutzung des restlichen Dünger-N nahm in den Folgejahren bis auf 1-2% ab; Zuckerrüben nutzten diesen deutlich besser als Getreide. Ohne Berücksichtigung gasförmiger N-Verluste errechnete sich nach 11 bzw. 9 Jahren noch ein Dünger-Rest im Boden von 38 bzw. 50% der 1983 bzw. 1985 zugeführten N-Menge (die Auswaschungsverluste betragen insgesamt 5 bzw. 23% der Düngung).

Abb. 1 Verfügbarer Düngerstickstoff (¹⁵N) - (1988 - 93)

KAS (120 kg N/ha) und Gülle-NH₄ (100 kg N/ha)

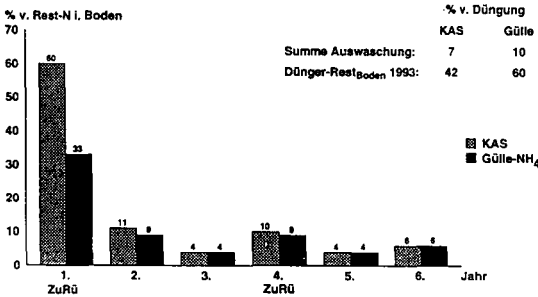
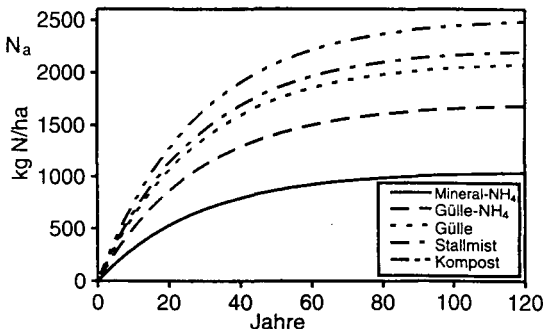


Abb. 2 N-Anreicherung des Bodens durch verschiedene Dünger (N_a)
($r = 0,035$, $z =$ Düngerrest nach 2. Jahr - N-Gabe 120 kg/ha)



In einem 1988 bis 1993 durchgeführten Vergleich von NH₄-Stickstoff der Gülle und KAS-N zeigte sich lediglich im Anwendungsjahr eine wesentlich schwächere Verwertung der Gülle (33%, davon 1% Auswaschung, 32% Aufnahme) gegenüber KAS (60% - 1%/59%) - Abb.1. Die Mineralisationsrate des immobilisierten Dünger-N war praktisch identisch, so daß sich nach dem 6. Jahr für die Gülle-Variante ein deutlich höherer Dünger-Rest im Boden gegenüber KAS errechnete.

Aus Lysimeter-, Gefäß- und langjährigen Feldversuchen lassen sich für mineralische und organische Dünger die in Tab.2 wiedergegebenen mittleren Mineralisationsraten für das Anwendungs- und Folgejahr ableiten. Die sehr großen Unterschiede im 1. Jahr mit 8% (Kompost, organischer Gülle-N) bis 60% (Mineraldünger) gehen im 2. Jahr auf Freisetzungsraten zwischen 4-8% zurück. Für die Folgejahre wird in Anlehnung an die Ergebnisse des Lysimeterversuches eine einheitliche mittlere Mineralisationsrate von 3,5% des Dünger-Restes angenommen.

Tab.2 Grundlagen der Kalkulation der N-Anreicherung des Bodens durch verschiedene Dünger
Düngung: 120 kg N/ha · a

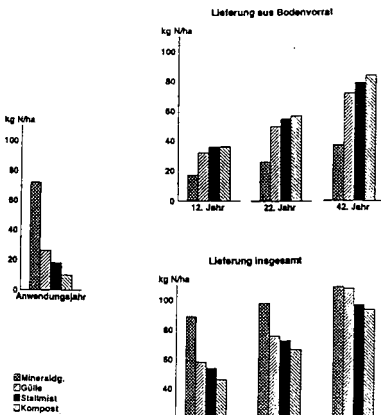
Dünger	Mineralisationsrate (Dünger-Rest)			Dünger-Rest _{Boden} nach 2. Jahr =z (Kalkulation) kg N/ha
	1. Jahr	2. Jahr	Folgejahre	
Mineraldünger	0,60	0,08	0,035	44
Gülle - NH ₄	0,35	0,08	0,035	72
Gülle - org.N	0,08	0,04	0,035	106
Gülle (Rind)	0,22	0,06	0,035	89
Stallmist	0,15	0,08	0,035	94
Kompost	0,08	0,04	0,035	106

Um die düngerspezifische N-Anreicherung der Böden vereinfacht mit der im methodischen Teil angegebenen Formel kalkulieren und vergleichen zu können, wird als jährliche Zufuhr z der nach dem 2. Jahr nach der Anwendung im Boden vorliegende Dünger-Rest (= immobilisierter Düngernstickstoff) berücksichtigt.

Abb.3

N-Lieferung verschiedener Dünger im 12., 22. und 42. Jahr der Anwendung

N-Gabe: 120 kg N/ha



Für eine mittlere N-Gabe von 120 kg/ha reicht die Streubreite dieser Größe z von 44 bis 106 kg N/ha. Entsprechend errechnen sich für die Düngemittel stark differenzierende Kurven der N-Anreicherung des Bodens von maximal etwa 1000 (Mineraldünger) bis 2500 kg/ha (Kompost) - Abb.2. Erst nach 20jähriger Düngung ist die Hälfte des düngerspezifischen Anreicherungsmaximums erreicht (Halbwertszeit = $(\ln 2)/r$); das Gleichgewicht zwischen Zufuhr und Lieferung wäre nach etwa 80jähriger Düngung weitgehend gegeben.

Für praktische Verhältnisse dürften allerdings entsprechend dieser Kalkulation bereits nach etwa 40 Jahren auf allen Düngungsvarianten ähnlich hohe verfügbare N-Mengen vorliegen (Abb.3).

Für die Mineraldüngung überwiegt die unmittelbare Wirkung im Anwendungsjahr, für die organischen Dünger die N-Lieferung aus dem Bodenvorrat (Kompost > Stallmist > Gülle). Der wesentliche Unterschied besteht allerdings darin, daß die Freisetzung aus dem Boden im Gegensatz zur unmittelbaren N-Wirkung der Dünger wenig steuerbar und damit stärker verlustgefährdet (insbesondere in vegetationsfreier Zeit) ist.

Diskussion und Schlußfolgerung

Mineralische und organische Dünger unterscheiden sich sehr wesentlich in der N-Verwertung im Anwendungsjahr, letztere vor allem als Folge unterschiedlicher Anteile an mineralischem oder organischem Stickstoff oder Gehalte an Kohlenstoff mit Auswirkung auf die N-Immobilisation. Die Freisetzung des nach 2 Jahren nicht ausgenutzten Dünger-N liegt entsprechend 11jähriger Ergebnisse im Lysimeter für KAS und Gülle auf ähnlichem Niveau; im Mittel kann eine jährliche Umsatzrate von 3,5% angenommen werden, wenngleich bewußt ist, daß Standort und Bewirtschaftung ebenso wie düngerspezifische Veränderungen des bodenbiologischen Potentials (C-Umsatz!) diese Mineralisationsrate modifizieren kann. Dies hätte jedoch keine wesentliche Auswirkung auf die Unterschiede der N-Anreicherung der Böden nach langjähriger mineralischer oder organischer Düngung: Aus den

Ergebnissen ist zudem zu folgern, daß für das Erzielen gleicher Erträge über organische Dünger bis zu dem Erreichen eines Gleichgewichtszustandes höhere N-Mengen zugeführt werden müssen als über Mineraldüngung (Tab.3). Die aufgeführten Salden verringern sich jedoch mit zunehmender Dauer der jeweiligen Düngerpraxis.

Tab.3 N-Bilanzen (Zufuhr - Abfuhr) nach organischer Düngung bei gleichen Erträgen wie Mineraldüngung

organische Düngung		Saldo kg N/ha a (Vergleich Mineraldüngung)	
Kompost	(20 Jahre)	+100	(+6)
Gülle	(9 Jahre)	+71	(+24)
Stallmist	(24Jahre) *	+45	(+9)

*(Asmus, 1992)

Als wichtige Schlußfolgerungen seien abschließend aufgeführt:

1. Mit Zufuhr gleicher N-Mengen steigt die düngerspezifische N-Anreicherung der Böden in der Reihenfolge Kompost > Stallmist > Gülle >> Mineraldünger an.
2. Die Anreicherung der Böden darf trotz der damit verbundenen höheren Ertragssicherheit und Strukturstabilität (Erosionsminderung) wegen des zunehmenden Gefahrenpotentials für N-Verluste (NO₃, NO_x, NH₃) nicht ausschließlich positiv beurteilt werden. Sie läßt sich sowohl durch Reduzierung der N-Düngung als auch durch Steigerung der N-Verwertung im Anwendungsjahr (z.B. Einsatz kohlenstoffarmer Güllen) - einer Grundvoraussetzung optimaler Düngung - begrenzen.
3. Für organische Dünger ist erst nach mindestens 40jähriger Düngung annähernd ein Gleichgewichtszustand zwischen N-Zufuhr und N-Lieferung (aus Dünger + Boden) erreicht.
4. Für die Beurteilung der optimalen N-Intensität der Düngung (Ökologie, Ökonomie) anhand von N-Salden aus der Input/Output-Bilanzierung sind Düngerformen (mineralisch, organisch) und Düngungsvorgeschichte (Dauer) zu berücksichtigen. Zur Vermeidung größerer Umweltbelastungen sind hohe Erträge keinesfalls durch organische Dünger, sondern nur in Kombination mit mineralischer Ergänzungsdüngung zu erzielen.

Literatur

- Asmus, F. (1992): Anwendung von Stallmist im Pflanzenbau. KTBL - Arbeitspapier 182 "Umweltverträgliche Verwertung von Festmist" - Fachgespräch am 26./27.11.1992, Waltersdorf/Thüringen, 32-44
- Amberger, A., Vilsmeier, K., Gutser, R. (1982): Stickstofffraktionen verschiedener Güllen und deren Wirkung im Pflanzenversuch. Z. Pflanzenern. u. Bodenkd. 145, 325-336
- Dosch, P., Gutser, R. (1993): Strategien zur Optimierung der N-Wirkung von Gülle. VDLUFA-Schriftenreihe 37, Kongreßband, 121-124
- Ebertseder, Th. (1993): Qualität von Bioabfallkomposten in der Landwirtschaft - aktuelle Versuchsergebnisse. Seminar "Biol. Behandlung und Verwertung von Abfällen. 25.5.1993, Wackersdorf, 79 -89
- Gutser, R. (1992) Zur Nährstoff- und Sonderwirkung von Festmist. KTBL- Arbeitspapier 182 "Umweltverträgliche Verwertung von Festmist" Fachgespräch am 26./27.11.1992, Waltersdorf/Thüringen, 45-56
- Gutser, R., Claassen, N., Ebertseder, Th. (1993): Einsatzmöglichkeiten von Bioabfallkomposten in Landwirtschaft und Gartenbau - Probleme, vorläufige Anwendungsrichtlinien. Seminar "Biol. Behandlung und Verwertung von Abfällen. 25.5.1993, Wackersdorf, 91-110
- Vilsmeier, K., Gutser, R. (1989): N-Ausnutzung nach Mineral- und Gölledüngung (15N) im Weihenstephaner Lysimeter. VDLUFA-Schriftenreihe 30, Kongreßband, 175-180

Zur Vegetationsentwicklung auf Stilllegungsflächen und die Eingliederung der Brache in die Fruchtfolge

von

Hintzsche, E. und E. Kuntzsch*

Über die Auswirkungen der Flächenstilllegung auf die Vegetationsentwicklung wurden 1991 im Institut für Acker- und Pflanzenbau der Landwirtschaftlichen Fakultät in Halle Untersuchungen in Feldversuchen und Praxisbetrieben aufgenommen. Um die herbologischen Effekte von Flächenstilllegungsprogrammen zu erfassen, werden Erhebungen zum Unkrautbesatz, zur Nachfolgeverunkrautung, zur Bewertung der Verunkrautung in Fruchtfolgeabläufen u. a. durchgeführt.

Aus der Versuchsstation **Noitzsch**, Kr. Eilenburg mit der NStE D2 (lehmgiger Sand, Ackerzahl 21) werden die Daten eines abgeschlossenen Fruchtfolgedauerversuches ("Gründüngung zu Getreide", 1970-1991) mit den Prüffaktoren Getreidekonzentration und Gründüngung genutzt. Auf der Versuchsfläche von ca. 1 ha standen in zweimaliger Wiederholung je 108 Beobachtungspartellen (je 35 m²) zur Verfügung. Die Fruchtfolgen waren aus Sommergerste, Sommerroggen, Winterroggen, Erbsen, Kartoffeln, Sommerraps und Hafer zu 3feldrigen Rotationen *m i t o d e r o h n e* Zwischenfruchtanbau zusammengesetzt. Nach der Ernte 1991 konnte sich die Fläche selbst begrünen. Der Noitzscher Gründüngungsversuch, 1970 als Fruchtfolgedauerversuch angelegt und auf Steigerung bzw. Sicherung von Ertrag und Bodenfruchtbarkeit ausgerichtet, wurde 1991 nach der Aberntung stillgelegt. Es ergab sich die Möglichkeit, Nachwirkungen der langjährigen Bewirtschaftung einer Fläche mit verschiedenen Fruchtfolgen auf die Vegetationszusammensetzung der Brache zu beobachten.

Als Unkraut traten 1991 in den Kulturen 29 Pflanzenarten auf. Die Verunkrautung erreichte zum Erntezeitpunkt einen Gesamtdeckungsgrad von durchschnittlich 30 %, der zu ungefähr gleichen Anteilen hauptsächlich aus 8 Unkrautarten zusammengesetzt war.

Nach einem Jahr selbstbegrünter Brache (1992) konnten auf der Versuchsfläche insgesamt 46 Pflanzenarten aufgefunden werden. Dabei setzten sich jedoch 80 % der Vegetationsdecke aus nur 3 Pflanzenarten zusammen. Hauptbestandsbildner waren *Polygonum aviculare*, *Anthemis arvensis* und *Apera spica-venti*, die auch schon zu den 8 Hauptunkräutern von 1991 zählten. Trotz ihrer starken Vermehrung nahmen diese Unkräuter im 2. Stilllegungsjahr (1993) nur noch einen sehr geringen Anteil an der Vegetation ein. Dagegen war eine Ausbreitung von *Conyza canadensis* und *Trifolium arvense* zu verzeichnen, die mit *Lactuca serriola* und *Cirsium arvense* gemeinsam den Großteil des Bestandes ausmachten. Insgesamt traten im 2. Stilllegungsjahr 44 Pflanzenarten auf.

In den Praxisbetrieben war 1991 die einjährige Brache beabsichtigt, infolge unterschiedlicher jährlicher Regelungen zur Flächenstilllegung erfolgte eine Überführung dieser Schläge in Dauerbrachen. Zunächst fielen hier die Entscheidungen hinsichtlich Selbstbegrünung, ab zweitem Brachejahr kamen in der Agrar- und Handelsgenossenschaft **Hinsdorf**, Kr. Köthen mit der NStE D3 (lehmgiger Sand, Ackerzahl 28) auf den Schlägen 331 (58 ha) nach Silomais und 332 (74 ha) nach Winterroggen eine gezielte Aussaat von Knaulgras in die überwinterte Selbstbegrünung und ab 1993 noch

* Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Acker- und Pflanzenbau, 06015 Halle

folgende Bodenbearbeitungsvarianten zur Anlage:

1. unbearbeitet (Knaulgrasbestand)
2. gescheibt (10 cm flache Bearbeitung)
3. gepflügt (20 cm tiefe Pflugfurchen)

Die Bonituren auf den Praxisschlägen werden auf 1000-2000 m² großen Teilflächen vorgenommen. 1991 wurden auf den Großflächen vorwiegend Pflanzenarten mit hohem Deckungsgrad bzw. Aspektbildner erfaßt; die nachfolgenden Jahre enthalten eine Auflistung aller auftretenden Arten.

Die Untersuchungsergebnisse für die Hauptbestandsbildner sind für die obengenannten Standorte in Graphiken dargestellt und enthalten für die einzelnen Jahre die dominierenden Arten, während die mit geringerer Mächtigkeit und einzeln vorkommende Individuen listenmäßig aufgeführt werden. Die Ergebnisse zur Artenzusammensetzung in den Abbildungen beziehen sich auf einen Aufnahmetermin gegen Ende des 7monatigen Stilllegungszeitraumes (Juni/Juli). Die Entwicklung des Artenauftretens im Verlauf der Vegetationsperiode wird durch mehrere Boniturtermine aufgezeichnet.

Die Praxisflächen in Hinsdorf waren sowohl nach Mais als auch nach Roggen durch eine ähnliche Ausgangsposition gekennzeichnet wie der Versuch in Noitzsch. Der Rückgang der Artenanzahl erscheint allerdings bedingt durch die Ansaat von Knaulgras nicht so deutlich. Die Artenzusammensetzung der 6 bzw. 5 Hauptbestandsbildner im ersten bzw. zweiten Stilllegungsjahr zeigt eine bemerkenswerte Veränderung.

Im Frühjahr 1991 trat nach Mais zunächst fast ein "Reinbestand" von *Viola arvensis* auf. In den Monaten Juni bis August wurde der Wildpflanzenbestand durch die Arten *Matricaria chamomilla* und *Centaurea cyanus* geprägt und im Spätherbst kamen *Chenopodium album*, *Conyza canadensis* und *Sonchus spp.* hinzu. Im zweiten Stilllegungsjahr breitete sich *Matricaria chamomilla* stark nesterförmig aus und erreichte den größten Deckungsgrad. Der Anteil von *Centaurea cyanus* zeigt einen deutlichen Rückgang; während *Viola arvensis* und *Conyza canadensis* sehr zurückgedrängt wurden, rückten *Sisymbrium altissimum* und *Apera spica-venti* ins Bild (Abb. 1).

Einen starken Eingriff in die stillgelegten Flächen stellt die Bodenbearbeitung im dritten Stilllegungsjahr dar. So bewirkte der Umbruch des einjährigen Knaulgrasbestandes durch Scheibenegge bzw. Pflug im März 1993 einen in Abhängigkeit von der Art der Bodenbearbeitung (Scheibenegge bzw. Pflug) unterschiedlichen Anstieg der Artenzahl:

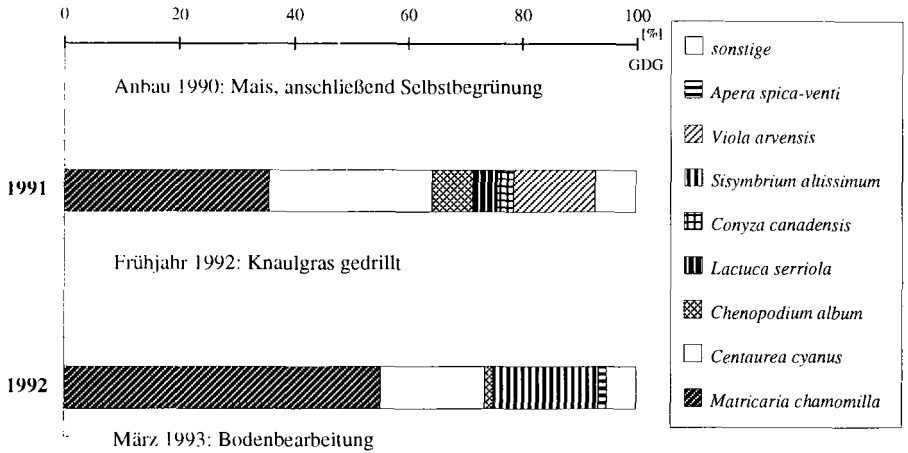
	nach Mais	nach Roggen
unbearbeitet	22	33
gescheibt	34	30
gepflügt	46	41

Die Flächenstilllegung wird in den nächsten Jahren auf Grund der EU-Agrarmarkordnung weiter zunehmen. Dauerbrache und Rotationsbrache werden möglich sein. Bei beiden Bracheformen ist zwischen Selbstbegrünung und gezielter Begrünung zu unterscheiden. Landwirtschaftlich wie auch ökologisch gibt es jeweils Vor- und Nachteile. Für den landwirtschaftlichen Aspekt können jedoch besonders bei der Rotationsbrache im Fruchtfolgeablauf (Abb. 2) Vorteile genutzt werden, die die üblichen Fruchtfolgen nicht bieten. Zur Eingliederung der Brache als Fruchtfolgefeld sind u. a. die in Abb. 3 aufgeführten Beispiele möglich.

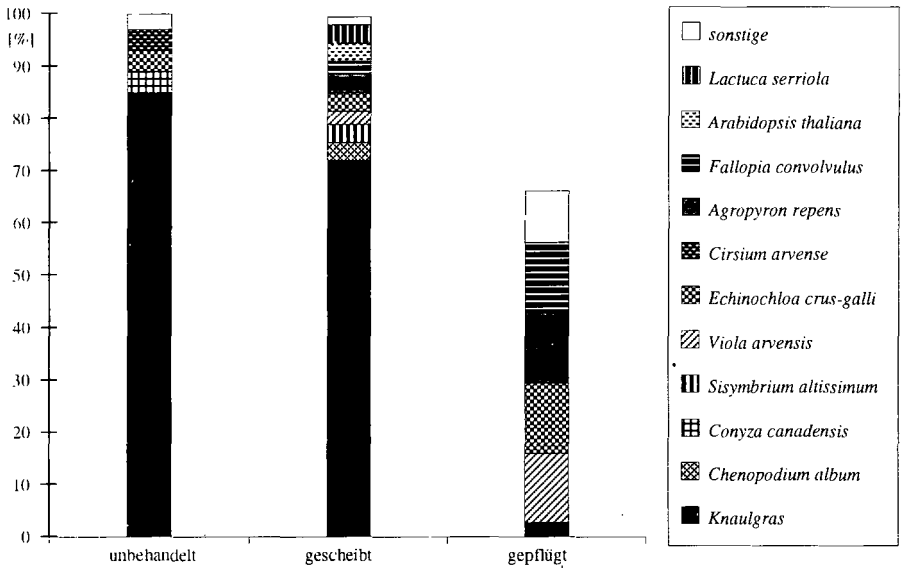
LITERATUR

- FEYERABEND, G. 1992: Begrünung, nicht Verunkrautung.- Neue Landwirtschaft, 3, 42-44.
- HINTZSCHE, E., K. GERDES 1992: Einjährige Beobachtungen zum Unkrautauftreten in Flächenstilllegungsprogrammen.- Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XIII, 41-47.
- HINTZSCHE, E., K. PALLAS, Ch. WITTMANN, U. ZICKARDT 1994: Vegetationsentwicklung auf stillgelegten Flächen unter verschiedenen Standortbedingungen in Mitteldeutschland.- Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XIV, 95-106.
- WILLIGE, A. 1993: Was Praktiker im ersten Brachejahr erlebten.- top agrar, 12, 42-46.

Hauptbestandbildner (Arten mit einem Deckungsgrad > 3 %)



1993



Sonstige: (Arten mit einem Deckungsgrad < 3 %)

<i>Achillea millefolium</i>	<i>Elytrigia repens</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Polygonum aviculare</i>
<i>Anchusa arvensis</i>	<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Lithospermum arvense</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Lupinus luteus</i>	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Geranium molle</i>	<i>Melandrium album</i>	<i>Thlaspi arvense</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Geranium rotundifolium</i>	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Vicia villosa</i>

Abb. 1: Bestandeszusammensetzung des Bracheaufwuchses (1990-1993) nach Silomais, Hinsdorf - Bereich Rosefeld, Schlag Nr. 331 (58 ha)

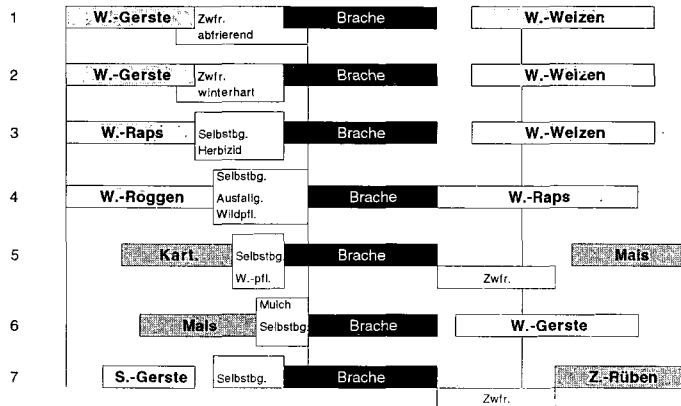
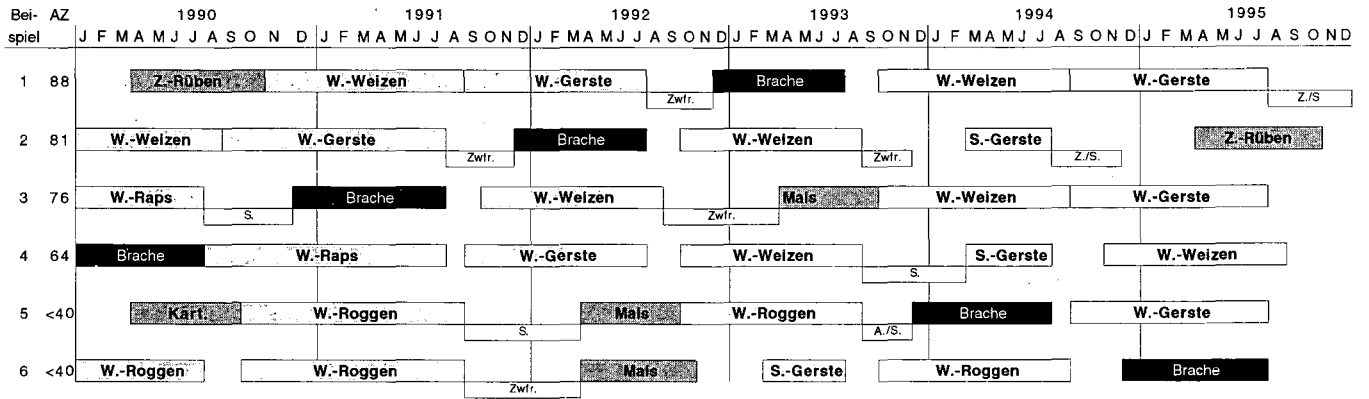


Abb. 2: (oben) Einordnung der Brache in den Fruchtfolgeablauf (Rotationsbrache, Beispiel)

Abb. 3: (links) Möglichkeiten zur Eingliederung der Brache durch unterschiedliche Bewirtschaftung

Bodenerhaltung durch Extensivierung und Flächenstilllegung

von

Jahn, R., N. Billen, A. Lehmann und K. Stahr¹

1. Einführung, Problemstellung und Versuchsdurchführung

In zunehmendem Maße werden landwirtschaftliche Flächen von Änderungen der Nutzungsintensität (Extensivierung) oder der Nutzung (Flächenstilllegung) betroffen. Mit inzwischen ca. 15% stillgelegter Ackerflächen in der BRD sind diese Maßnahmen allein von der Fläche her gesehen von erheblicher Relevanz. Hierbei stellt sich die Frage, inwieweit Änderungen der Nutzung Konsequenzen für Potentiale und Funktionen der Böden nach sich ziehen. Durch die Eingriffe in ein belebtes Raum-Zeit System ist von einer hohen Dynamik möglicher Änderungen auszugehen. Durch Multifunktionalität der Böden entstehen Zielkonflikte. So kann beispielsweise durch Aufgabe der Funktion der Nahrungsmittelproduktion das Potential für eine Naturvegetation genutzt werden, meist wird dabei die Funktion der Grundwassererneuerung hinsichtlich der Menge verschlechtert, hinsichtlich der Qualität aber verbessert.

Im Rahmen der Begleitforschung zur Flächenstilllegung war es möglich die Nutzungsänderung in ihren Auswirkungen in einem 3-jährigen Praxisversuch zu beobachten. Hierzu wurden im Sommer 1989 an 5 Hauptuntersuchungs-Standorten (unterschiedlicher Textur und Humusgehalte) Ackerparzellen und Dauerbrachen mit Gras und Kleeansaat angelegt und Messungen der Saugspannung und der Bodenlösung (aus Saugkerzen) sowie der N-Nettomineralisation durchgeführt. Ein Teil der Ackerparzellen wurde als Rotationsbrache bewirtschaftet (Selbstbegrünung ab Spätsommer 90, Phacelia-Einsaat im Frühjahr 91). Weitere 25 für Baden-Württemberg repräsentative Standorte (stillgelegt im Herbst 1988, Dauerbrachen mit Selbstbegrünung, Klee- oder Grasansaat) wurden jeweils im Frühjahr 1990 und 1992, zusammen mit den Hauptuntersuchungsstandorten beprobt.

2. Bodenmorphologische und -physikalische Auswirkungen

Bereits nach 2-jähriger Brache konnte eine deutliche Differenzierung in einen lockeren, krümeligen, ca. 1 dm mächtigen oberen Ahp1 und einen dichteren unteren Ahp2 mit vorwiegend subpolyedrischem bis polyedrischem Gefüge beobachtet werden. Auf vier Standorten (Bänderparabraunerde, Pararendzina, Terra fusca, Parabraunerde), unter Acker erstere mit einem Regenwurmbesatz von $<10\text{g/m}^2$, letztere mit $10\text{-}100\text{g/m}^2$ (1989-92), erholte sich die Regenwurmpopulation unter Dauerbrache (Graseinsaat) relativ rasch und zeigte unter Luzerne in der Pararendzina einen kontinuierlichen Anstieg. Auf den frischen Standorten Tf und Pb konnte unter Gras eine deutliche Erhöhung und unter Luzerne eine Vervielfachung der Anzahl von Regenwurmröhren festgestellt werden

¹) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

(EHRMANN & BABEL, 1992). Mit Ausnahme von sandigen Böden war überwiegend eine Zunahme der Gefügestabilität (stärker bei geringen Ausgangswerten, schwächer oder negativ bei hohen Ausgangswerten) der Oberböden, sowohl unter Klee-, als auch unter Grasanssaaten zu verzeichnen (BILLEN et al. 1993). Damit ist generell bei strukturlabilen Böden mit einer Verringerung der Erosionsgefährdung zu rechnen. Dies gilt allerdings nur unter der Voraussetzung einer schnellen Begrünung nach Brachlegung. Beregnungsversuche unter Acker (Sonnenblume) und Gras-Dauerbrache einer Löß-Pararendzina zeigten einen erhebliche Rückgang des Oberflächenabflusses, eine starke Zunahme der Infiltration und eine außerordentliche Reduktion des Bodenabtrages unter Brache (BILLEN et al., 1993). Dies kann neben der besseren Bodenbedeckung auch auf eine stabilere Aggregation und einer verbesserten Infiltrationsfähigkeit zurückgeführt werden. Bei Selbstbegrünung ist auf trockenen Standorten (z. B. Löß-Pararendzina) mit einer sehr langsamen Vegetationsbedeckung zu rechnen (HOLZ & KAULE, 1993), so daß unter dieser Brachevariante zunächst mit einem erhöhten Erosionsrisiko zu rechnen ist. Extensivierungsmaßnahmen wie Reduktion der Düngungsmengen und Erhöhung des Drillreihenabstandes sind, da verbunden mit einer geringeren Bodenbedeckung, auf erosionsgefährdeten Standorten als negativ zu bewerten.

3. Wirkungen auf Steuergrößen des Nährstoffhaushaltes

Als wichtige Steuergrößen des Nährstoffhaushaltes können Veränderungen des pH-Wertes, und der Vorräte an organischem C und N herangezogen werden. Generell besteht hierbei das Problem, relativ geringe Änderungen, bei gegebener Mikrovariabilität der Untersuchungsflächen, innerhalb relativ kurzer Zeit gesichert zu erfassen.

In der Literatur sind einige Beispiele einer pH-Absenkung unter Brache angeführt (MARSCHNER & STAHR, 1992). Die eigenen Beobachtungen zeigten deutliche pH-Absenkungen (bis 0,4 Einheiten) vom zweiten zum vierten Brachejahr in kalkfreien Oberböden, das Maximum der pH-Absenkungen lag dabei unter Graseinsaaten in mittel bis schwach sauren Böden. Offensichtlich streben die Böden unter Brache ihren natürlichen pH-Werten entgegen. Eine verstärkte CO₂-Produktion konnte nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden. Einerseits zeigten sich unter Brache tendenziell höhere mikrobiologische Aktivitäten (STEINMAIER et al., 1992), andererseits waren dagegen stets geringere N-(Netto) Mineralisierungsraten festzustellen.

Veränderungen der C_T- und N_T-Gehalte sind aus den eigenen Untersuchungen nur bei Kleegrasanssaaten (Zunahme) eindeutig zu ermitteln. Langjährigere Untersuchungen zeigten fast immer eine Erhöhung der Humus und Stickstoff-Vorräte. Nach einer Zusammenstellung von MARSCHNER & STAHR (1992) ist im Mittel mit einer Zunahme von 0,06% C_{org}/a in den Oberböden zu rechnen. Auf 1 dm Mächtigkeit berechnet, bedeutet dies eine Zunahme von ca. 1t C_{org}/ha*a. Die Untersuchungen zeigten unter Graseinsaaten in den meisten Fällen eine Abnahme der Humusstabilität, d. h. eine Zunahme des zersetzbaren Anteils (BILLEN et al., 1993). Das Verhältnis von C_{1/2} nahm umso mehr ab, je größer es vorher war. Bei Kleegrasbegrünung waren keine nennenswerten Änderungen feststellbar.

Messungen der potentiellen N-Nettomineralisierung unter Kleegrasanssaaten zeigten 1992 gegenüber 1990 zumeist Erhöhungen, unter Graseinsaaten nur bei trockenen und nassen Standorten eine Erhöhung der Mineralisationsmengen. Eine deutlich geringere N-Nettomineralisierung, also eine Erhöhung des Gesamt-N-Vorrats, war in den meisten Fällen mit in situ Messungen zu verzeichnen (-20 bis -40 %).

4. Wirkungen auf den Nährstoffhaushalt

Mit einer Erniedrigung der N-Nettomineralisierung gingen unter Graseinsaat die N_{\min} -Gehalte deutlich zurück, unter selbsteerbegrüntem Rotationsbrachen dagegen erhöhten sie sich zunächst bis zu einer Phaceliaeinsaat. Unter Dauerbrachen mit Kleeinsaat war ebenfalls ein Rückgang zu verzeichnen, es traten aber nach der Brachepflege (mulchen) wiederum erhöhte Gehalte auf (JUNGE et al., 1993). Das Nitrat/Ammonium Verhältnis betrug unter Acker stets >5 , war unter Dauerbrache (Gras) dagegen stets <2 . Die Nitratgehalte in der Bodenlösung (75cm) verringerten sich innerhalb eines Jahres unter Dauerbrachen in Mineralböden bis auf wenige mg Nitrat/l (STAHR et al., 1993). Unter Rotationsbrache waren bei 14-tägigen Messungen über 2 Jahre hinweg die Gehalte ähnlich oder etwas geringer wie unter Acker. Eine Ausnahme bildete lediglich ein Niedermoor, bei dem die Nitratgehalte unter Dauerbrache höher waren als unter Acker. Etwa um die Hälfte reduzierten sich Ca, Mg, und K in der Bodenlösung kalkfreier Böden unter Dauerbrache. Die Sickerwässer weisen unter Gras-Dauerbrachen also deutlich geringere Konzentrationen an Kationen und Anionen auf. Mit Ausnahme von Niedermoorstandorten (ohne Wiedervernässung) können unter Dauerbrache bei Graseinsaat nahezu nitratfreie Sickerwässer auftreten. Deutliche Reduktionen der N_{\min} -Gehalte und der Nitrat-Gehalte in Sickerwässern sind auch durch reduzierte Düngung, also Maßnahmen der Extensivierungsprogramme, zu erzielen (z. B.: RÜCK, 1993; HONISCH & STAHR, 1993).

Die pflanzenverfügbaren (CAL) K-Gehalte sanken unter Dauerbrache (Gras) in einer Bänderparabraunerde, einer Löß-Pararendzina und einer Terra fusca deutlich ab, während sie in einem Pelosol, einer Löß-Parabraunerde und einem Pseudogley gleichblieben oder leicht anstiegen. Ein Rückgang der pflanzenverfügbaren P-Gehalte war dagegen in den genannten Standorten nur mit Ausnahme des Pseudogleys zu verzeichnen. Die K-Gehalte nahmen bei Klee-Graseinsaat mit Abfuhr des Aufwuchses deutlich stärker ab, während die Abnahme bei der Klee-Gras-Mulch Variante geringer als bei der Graseinsaat (Abfuhr) war. Die Abnahme der P-Gehalte waren dagegen bei den verschiedenen Ansaat- und Pflegemaßnahmen sehr viel weniger ausgeprägt (JUNGE & MARSCHNER, 1992). Untersuchungen der P-Fractionen deuten auf eine Zunahme der organisch gebundenen P-Fraktion unter Brache hin. Mit der Dauerbrache lassen sich damit (je nach Pflege) deutliche Aushagerungen erzielen (s. a. SCHREIBER & SCHIEFER, 1985; BROLL, 1989).

5. Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse aus der Begleitforschung zur Flächenstilllegung zeigen hinsichtlich des Bodenschutzes deutlich positive Effekte bezüglich des Grundwasserschutzes (starke Nitratreduktion), der Erosionsminderung (nur bei schneller Begrünung), Aktivierung des Bodenlebens und Dämpfung der Nährstoffdynamik, letzteres durch N- und P-Immobilisierung. Die Effekte sind jedoch standortsabhängig. So können auf Niedermoorstandorten durch gleichbleibende oder sogar erhöhte Mineralisierungsraten auch erhöhte Nitrat austräge auftreten. Ebenso können trockene Standorte durch verzögerte Begrünung vorübergehend eine erhöhte Erosionsgefährdung haben.

Als negative Effekte sind erhöhte Basenverluste, eine N-Mobilisierung nach Umbruch und eine Versauerung kalkfreier, mittel bis schwach saurer Böden zu nennen. Die Nährstoffimmobilisierung kann bei Wiederinkulturmaßnahmen meliorative Maßnahmen zur Nährstoffmobilisierung erforderlich machen.

Unter den Prämissen der Ertragsreduktion und dem Erhalt ökologischer Bodenpotentiale sollten Extensivierungsmaßnahmen auf die hochproduktiven Standorte gelenkt werden, und die Maßnahmen der Flächenstilllegung auf die weniger produktiven Standorte. Problematische Standorte sind hierbei insbesondere Niedermoorböden (sind bei Stilllegung wiederzuvernässen) und trockene, erosionsgefährdete Standorte (sind bei Stilllegung schnell zu begrünen, bei Extensivierung darf die Vegetationsbedeckung nicht abnehmen). Bei der Flächenstilllegung sollten für den Grundwasserschutz und für den Naturschutz (trockene und nasse Standorte) interessante Standorte im Vordergrund stehen und dann auf Dauer stillgelegt werden. Da die spontane Vegetationsentwicklung nicht vorhersehbar ist, sind für den Naturschutz Ziel- und Pflegekonzepte notwendig. Aufgrund unterschiedlicher Standortmuster werden hierbei auch ökonomische Ausgleichsmaßnahmen nötig.

Danksagung

Das Ministerium für "Ländlichen Raum Baden-Württemberg" hat in großzügiger Weise das Forschungsprojekt "Begleitforschung zur Flächenstilllegung" gefördert. Bei allen Kollegen möchten wir uns für die gute und anregende Zusammenarbeit bedanken, bei Fr. B. Greif für die aufwendigen Laboruntersuchungen.

Literatur

- BILLEN, N., A. LEHMANN, R. JAHN & K. STAHR (1993): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1339-1342.
- BROLL, G. (1989): Arbeitsberichte Lehrst. Landschaftsökol. Münster, Univ. Münster, 10, 1-95.
- HONISCH, M. & K. STAHR (1993): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1207-1210.
- JUNGE, A., C. STÖBER & H. MARSCHNER (1993): Agribiological Research, 46, 112-119.
- MARSCHNER, B. & K. STAHR (1992): Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Informationen zur Raumentwicklung, Heft 7, 579-600.
- RÜCK, F. (1993): Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 15.
- SCHREIBER, K.-F. & J. SCHIEFER (1985): Geogr. Arbeiten, Univ. Münster, 20, 111-143.
- STAHR, K., R. JAHN, N. BILLEN, A. LEHMANN & M. SOMMER (1993): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1459-1462.
- Abschlußberichte Projekt "Begleitforschung zur Flächenstilllegung", MLR Baden-Württemberg:
- EHRMANN, O. & U. BABEL (1992): Projektbereich Fauna - Regenwürmer, Inst. f. Bodenkunde und Standortslehre, FG Bodenbiologie, Univ. Hohenheim.
- HOLZ, B. & G. KAULE (1993): Projektbereich Vegetation, Inst. f. Landschaftsplanung und Ökologie, Univ. Stuttgart.
- JUNGE, A. & H. MARSCHNER (1992): Projektbereich Pflanzenernährung, Inst. f. Pflanzenernährung, Univ. Hohenheim.
- STEINMAIER, N., A. THALMANN & F. TIMMERMANN (1992): Projektbereich Bodenmikrobiologie, Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg, Karlsruhe.

Die Bodenbelastung an der Wolga in der autonomen Republik Maren

von

Jauhiainen, E.*

1. Einleitung

Außer den Russen leben an der Wolga u.a. Maren (Marijzen; Tscheremissen). sie gaben Veranlassung zur Gründung einiger autonomer Republiken der Russischen Föderation. Gleich hinter Gorkij gelangt die Wolga in das Gebiet der autonomen Republik der Maren. Ein kleiner Teil liegt auf dem hügeligen rechten Ufer des Flusses, um Kosmodemjansk, während ihr übriges Territorium das flache linke, von ausgedehnten Tannen- und Fichtenwäldern bedeckte Ufer einnimmt. Entsprechend unterscheidet man zwischen „Wiesen“- und „Berg“-Maren. Auf den ersten Blick wird klar, daß den größten Reichtum der Republik die Wälder ausmachen. Die Maren sind Nachkommen finnisch-ugrischer Stämme.

In den ersten Jahren der Sowjetmacht wurde in der Republik der Maren die industrielle Aktivität durch die Errichtung bedeutender Betriebe stark gefördert. Im August/September 1992 befragte ich verschiedene Einwohner über die Naturbeziehungen der Maren. Sowohl die Berg- als auch die Wiesenmaren beklagten sich bei mir über die Abnahme der Pilze und Beeren, die in den Wäldern deutlich zu spüren ist. Die industrielle Aktivität des Menschen kann sich ganz offensichtlich doch deutlich auf die physikalischen und chemischen Zustände von Waldökosystemen auswirken. Die Entwicklung der Bodenbelastung für Waldökosysteme erfolgt schrittweise. Die Kenntnis der physikalischen und chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung ist darum zur Beurteilung der Belastung und der Standorteigenschaften wichtig.

Erfaßt werden sollten einige physikalische und chemische Zusammensetzungen (Tabelle 1 und 2) an zwei relativ gut vergleichbaren Waldstandorten. Das Ziel der Untersuchung besteht darin, anhand der Daten zu prüfen, ob eine anthropogene Waldbodenbelastung in der autonomen Republik der Maren besteht.

* Universität Joensuu, Institut für Geographie, PF 111, FIN-80101 Joensuu

2. Material und Methoden

Untersucht wurden natürliche Waldbodenproben der Horizonte eines Podsoles (Standort Rutka, 56°28' N; 46°35' O, Höhe über NN: 70 m) und einer Parabraunerde (Standort Luzbeljak, 57° N; 48°15' O, Höhe über NN: 130 m). Die Sandböden sind im Bereich Rutka relativ stark verbreitet, während in Luzbeljak Ton- und Lehmböden dominieren. Die unter dem Aspekt des globalen Klimawandels besonders wichtigen klimatischen Verhältnisse des Landes können wie folgt grob charakterisiert werden: Januardurchschnittstemperaturen $-13\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Rutka) und $-13,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Luzbeljak). Julidurchschnittstemperaturen $+18,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ und mittlere jährliche Niederschlagssummen 500-600 mm in beiden Standorten.

Die Bodenproben wurden anschließend zur Untersuchung der Boden-Festphase und der Boden-Lösungsphase nach den laborüblichen Verfahren im Laboratorium des Geographischen Instituts der Universität Joensuu vorbereitet und analysiert. Eine genaue Beschreibung der Meßtechniken (pH, KAK, BS) geben OGNER et al. (1984). Die Methoden zur Körnungsbestimmung sind bei HEISKANEN und TAMMINEN (1992), die zur Nährstoffbestimmung bei HALONEN und TULKKI (1981) beschrieben.

3. Ergebnisse und Diskussion

In den Tabellen 1 und 2 sind die analytischen Kennzeichen der untersuchten Horizonte beider Böden wiedergegeben. Der Bodentyp des Standortes A ist Eisen-Podsol mit saurem Rohhumus (O).

Dieser Podsol ist arm an Calcium. Nur der O-Horizont weist einen höheren Gehalt auf. Auch die Kalium- und Phosphorvorkommen variieren erheblich. Der Normalgehalt von Zink im Boden beträgt 5-150 mg/kg. An diesem Podsol gibt es sehr wenig Zink. Ein C/N-Quotient zwischen 20-26 verweist auf eine biologisch mäßige Aktivität in Humusformen von Böden (REHFUESS (1981), S. 25). Die biologische Aktivität ist zum größten Teil gering in diesem Profil. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) und die Basensättigung (BS) bleiben niedrig. Starke Tondurchschlammung ist immer auch mit einem Verlust an Calcium und Kalium aus dem Oberboden verknüpft und läßt die Parabraunerde von oben versauern. Diese Charakteristika sind in der basenreichen Parabraunerde von Luzbeljak schwach zu bemerken. Die pH-Werte liegen im Oberboden bei 5-6, die Basensättigung übersteigt 50%. Hohe biologische Aktivität sorgt für starke Bioturbation und weit in den Mineralböden reichende Anhäufung von Mullhumus mit C/N-Quotienten zwischen 10 und 15. Der Zinkgehalt ist sehr gering.

Zusammenfassend kann man feststellen, daß die Ergebnisse keine anthropogene Waldbodenbelastung in den zwei untersuchten Standorten zeigen. Die Ergebnisse sind natürlich von verhältnismäßig geringer allgemeiner Bedeutung. Eine Waldbodenbelastung wäre möglicherweise im Südosten nachzuweisen. Dort ist die Industrie in der autonomen Republik von Maren angesiedelt.

Ich danke der M. A. Castrén-Gesellschaft in Helsinki für die Finanzierung dieser Arbeit.

4. Literatur

HALONEN, O. und H. TULKKI (1981): Ravinneanalyysien työohjeet. METLAN tiedonantoja 36, S. 10-19.

HEISKANEN, J. und P. TAMMINEN (1992): Maan fyysikaalisten ominaisuuksien määrittäminen. METLAN tiedonantoja 424, S. 14-17.

OGNER, G., A. HAUGEN, M. OPEM, G. SJOETVEIT und B. SOERLIE (1984): The chemical analysis program at the Norwegian forest research institute 1984, S. 13-17.

REHFUESS, K. E. (1981): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 192 S., VPP, Hamburg und Berlin.

Tabelle 1:

Analytische Kennzeichnung eines Eisen-Podsols unter Kiefer in Rutku.

S = Sand, IS = lehmiger Sand.

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	pH H ₂ O	Ton %	Ca	K	P	Zn	C/N	KAK mekv/ 100g	BS %
					mg / 100			g			
O	5-0	—	3,9	—	76	12,8	3,0	0,89	37	22	22
A _h	0-10	S	4,2	4,1	2,9	0,6	0,1	0,06	26	3,4	5,1
A _e	16-25	S	4,3	3,9	0,8	0,5	0,3	<0,01	28	3,1	2,0
B _{hs}	35-45	IS	4,4	7,6	1,0	1,3	0,7	0,07	19	2,7	4,3
B/C	55-65	S	5,4	5,7	4,8	1,4	1,5	0,03	28	2,8	12
C	75-85	S	5,5	4,6	6,1	1,0	0,9	<0,01	50	2,9	14

Tabelle 2:

Analytische Kennzeichnung einer Parabraunerde unter Fichte in Luzbeljak.

L = Lehm, stL = sandiger Tonlehm.

Horizont	Tiefe cm	Bodenart	pH H ₂ O	Ton %	Ca	K	P	Zn	C/N	KAK mekv/ 100g	BS %
					mg / 100			g			
A _h	0-15	L	5,1	24,7	168	12,4	0,2	0,10	14	15	65
B _{v2}	45-55	L	5,5	25,9	250	15,4	0,1	0,03	12	17	84
B _v C _{v2}	70-80	stL	5,8	30,7	317	20	0,3	<0,01	23	26	89

Optimale N-Düngung sichert hohe Erträge, ausgeglichene N-Bilanzen und niedrige N_{\min} -Gehalte des Bodens

von

Kerschberger, M.

Einleitung und Zielstellung

Zur guten fachlichen Praxis der Landbewirtschaftung gehört u.a. der Grundsatz, daß die Düngung nach Art, Menge und Zeit auf den Bedarf der Pflanzen und des Bodens unter Berücksichtigung der im Boden verfügbaren Nährstoffe und organischen Substanz sowie der Standort- und Anbaubedingungen ausgerichtet wird. Dabei besteht das Gebot der Vermeidung von Nährstoffverlusten (Auswaschung und Bodenerosion). Für die genannten und bei der Düngung zu berücksichtigenden Faktoren sind Ergebnisse experimenteller Untersuchungen auszuwerten und für die praktische Düngung entsprechend zu interpretieren.

Für die aufgeworfene Thematik sind Untersuchungen in mehrfaktoriellen Dauerdüngungsversuchen von besonderem Wert. Über die Ergebnisse wird nachfolgend berichtet.

Material und Methoden

Auf einem Buntsandsteinboden in Bad Salzungen in Süd-Thüringen wurde 1966 ein Dauerversuch mit folgenden Faktoren und Stufen zu Fragen der Düngung angelegt (Tab. 1). Die vorliegende Versuchsauswertung bezieht sich auf die Laufzeit 1966 bis 1992 (bisherige Auswertungen: ANSORGE et al. 1973; ANSORGE u. PÖSSNECK, 1992).

Tabelle 1:

Standort- und Versuchscharakteristik vom Dauerversuch Bad Salzungen

Versuchsort: Bad Salzungen, 300 m ü. NN, mitt. Jahresniederschlag 600 mm; Bergsalm-Braunerde (SI 4 V 33/31)			
Versuchsschema Faktor A: Organische Düngung (OD)			
- Stufe 1 ohne OD			
- Stufe 2 Stallmist jedes 2. Jahr 200 dt/ha			
- Stufe 3 Stroh jedes 2. Jahr 50 dt/ha			
Faktor B: N-Mineraldüngung			
Stufen	zu Getreide	zu Kartoffeln	zu Zü.-Rüben
kg/ha			
1	ohne	ohne	ohne
2	40	50	70
3	80	100	140
4	120	150	210
5	160	200	280
6	200	250	350

Ergebnisse und Diskussion

Die mittleren GE-Erträge der 27 Versuchsjahre enthält Tabelle 2.

Die Ergebnisse belegen, daß mit den geprüften N-Stufen der Höchstertag in jeder Stufe des Faktors OD erreicht wurde und somit eine statistische Berechnung der Maximal- und Optimalerträge mit der Funktionsgleichung vom Typ $y = b_0 + b_1 x + b_2 x^2$ möglich ist (Abb 1). Hierbei ist festzustellen, daß unabhängig von der zugeführten OD die optimale N-Düngung bei etwa 160 kg N/ha liegt. Die Stallmistdüngung führt bei allen N-Stufen zu höheren Erträgen im Vergleich zur Strohdüngung und ohne OD. Die mittlere jährliche N-Bilanz bei Stallmistdüngung ist schwach negativ, bei Strohdüngung und ohne OD schwach positiv. Wird die durch Stallmist- bzw. Strohdüngung zugeführte N-Menge mit einbilanziert, ergeben sich veränderte Nährstoffbilanzen beim jeweiligen Optimalertrag (Abb. 2). Die mittlere jährliche N-Bilanz bei Strohdüngung beträgt nunmehr ca. 20 kg/ha und bei Stallmistdüngung ca. 40 kg/ha.

Tabelle 2:
Mittlere jährliche GE-Erträge (dt/ha) der Jahre 1966...1992 für Faktoren und Stufen

N-Stufe ¹⁾ Mineraldüngung \bar{x} kg/ha - a	Faktoren		
	ohne org. Düngung GE	Stallmist GE	Stroh GE
ohne	35,2	43,4	36,0
50	54,8	60,2	57,5
100	65,9	68,4	66,5
150	68,8	73,3	70,1
200	69,9 ²⁾	72,0	71,6
250	67,8	71,4	70,1

1) durch Stallmistdüngung zusätzlich 45 kg/ha,
durch Strohdüngung zusätzlich 12 kg/ha

2) Höchstertag

Die Ergebnisse bestätigen, daß beim Einsatz organischer Düngestoffe die damit zugeführte N-Menge nur begrenzt mit der Ertragswirksamkeit der mineralischen N-Düngung vergleichbar ist. Hierbei stellt sich zugleich die Frage nach dem Verbleib der dem Boden zugeführten und nicht entzogenen N-Mengen. Aus diesem Grund erfolgten in den Jahren 1990 bis 1993 zu insgesamt 6 Terminen (Frühjahr/ Herbst) N_{\min} -Untersuchungen des Bodens (Abb. 3 bis 5). Sie zeigen, daß nur in der Schicht 0...30 cm Tiefe ein geringfügig höherer N_{\min} -Wert bei verabfolgter OD festzustellen ist. (Abb. 3). Ebenfalls gering sind die Differenzen für den N_{\min} -Gehalt zwischen langjährig negativer und positiver N-Bilanz im Boden.

Zur weiteren Aufklärung der Wirkung langjährig negativer bzw. positiver N-Bilanzen im Boden ist der Zusammenhang zum Humusgehalt des Bodens von besonderem Interesse (Abb 6). Negative Bilanzen führen zum Humusabbau, positive zum Humusaufbau. Bei Stallmistdüngung liegt der Humusgehalt auf 0,1...0,2 % höherem Niveau im Vergleich zu unterlassener OD.

Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Im langjährigen Düngungsversuch Bad Salzungen wurde die Wirkung der Faktoren organische Düngung sowie N-Mineraldüngung auf Pflanzenertrag und N-Verbleib im Boden untersucht. Für den ermittelten Optimalertrag ($y = b_0 + b_1 x + b_2 x^2$) liegt unter Anrechnung der N-Menge aus der Stallmistdüngung die jährliche N-Bilanz bei etwa 40 kg/ha.

Positive und negative N-Bilanzen im Boden wurden durch N_{\min} -Untersuchungsergebnisse nur andeutungsweise widerspiegelt. Dagegen weisen die Humusgehalte des Bodens eine enge Beziehung zur N-Bilanz und zur organischen Düngung auf.

Literatur

Ansorge, H.; Jauert, R.; Hagemann, O.; Görlitz H., 1973: Untersuchungen über die Effektivität gesteigerter Mineraldüngergaben bei unterschiedlicher organischer Düngung. - In: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Bd. 17, 1973, H. 1, 17-28

Ansorge, H.; Pöbbeck, J., 1992: Untersuchungen über den Einfluß einer langjährig differenzierten organischen Düngung auf die Wirkung der mineralischen N-Düngung und den Boden auf drei Standorten. - In: Tagungsbericht zum Symposium Dauerfeldversuche und Nährstoffdynamik; Bad Lauchstädt 1992; 53 - 59

Anschrift des Verfassers:

Dr. sc. Manfred Kerschberger

Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUF) Thüringen, Naumburger Str. 98, 07743 Jena

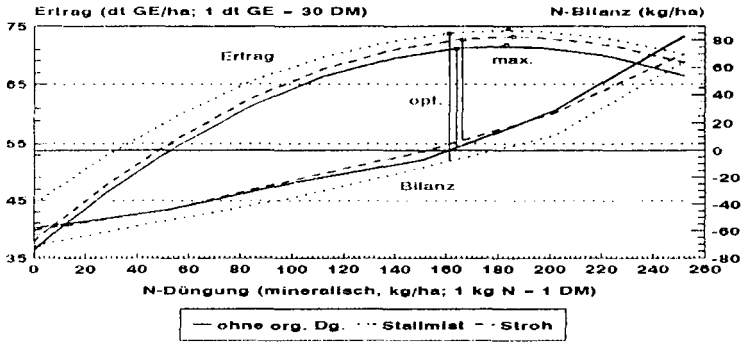


Abbildung 1: Beziehungen zwischen N-Düngung, Ertrag und N-Bilanz im Boden (N-Zufuhr minus N-Abfuhr) ohne Berücksichtigung des zugeführten N aus organischer Düngung

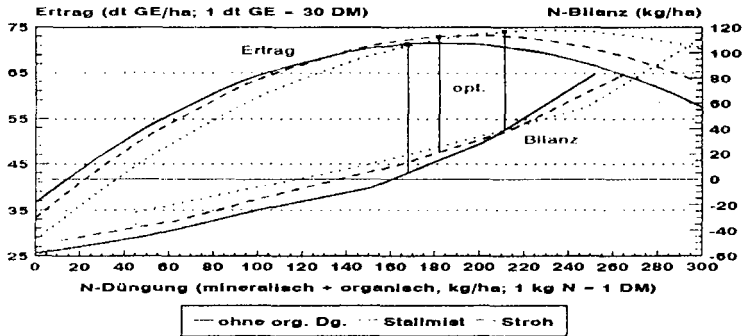


Abbildung 2: Beziehungen zwischen N-Düngung, Ertrag und N-Bilanz im Boden (N-Zufuhr minus N-Abfuhr) unter Berücksichtigung des zugeführten N aus organischer Düngung

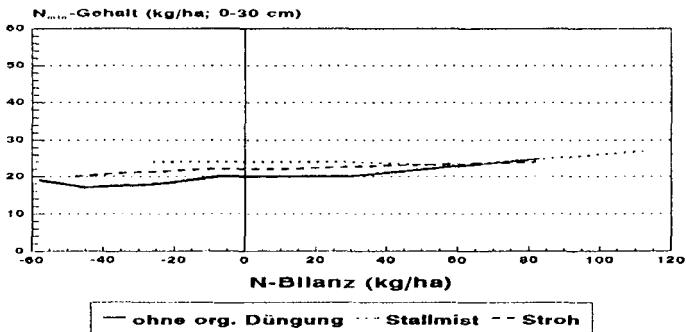


Abbildung 3: Beziehungen zwischen N-Bilanz im Boden (N-Zufuhr durch organische und mineralische Düngung minus N-Abfuhr) und N_{min} -Gehalt; 0-30 cm Tiefe; N_{min} -Mittelwerte aus 6 Terminen 1990-1993

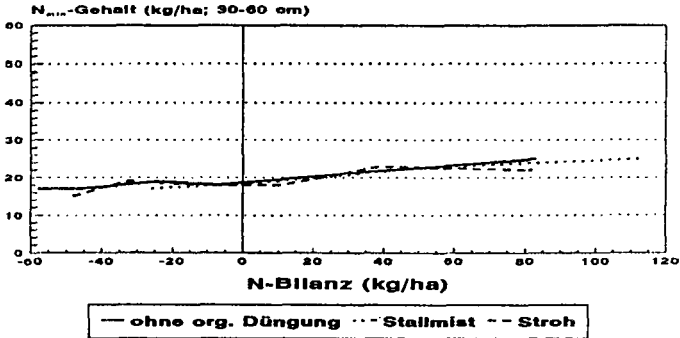


Abbildung 4: Beziehungen zwischen N-Bilanz im Boden (N-Zufuhr durch organische und mineralische Düngung minus N-Abfuhr) und N_{min} -Gehalt; 30-60 cm Tiefe; N_{min} -Mittelwerte aus 6 Terminen 1990-1993

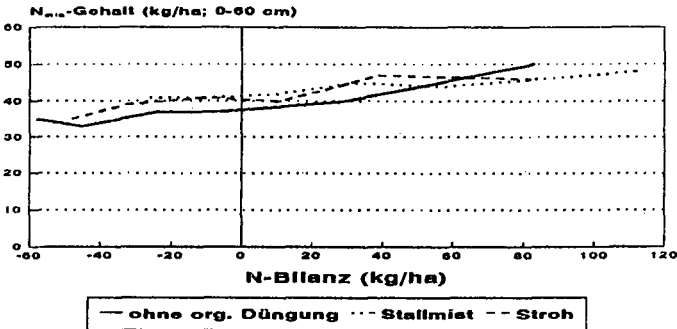


Abbildung 5: Beziehungen zwischen N-Bilanz im Boden (N-Zufuhr durch organische und mineralische Düngung minus N-Abfuhr) und N_{min} -Gehalt; 0-60 cm Tiefe; N_{min} -Mittelwerte aus 6 Terminen 1990-1993

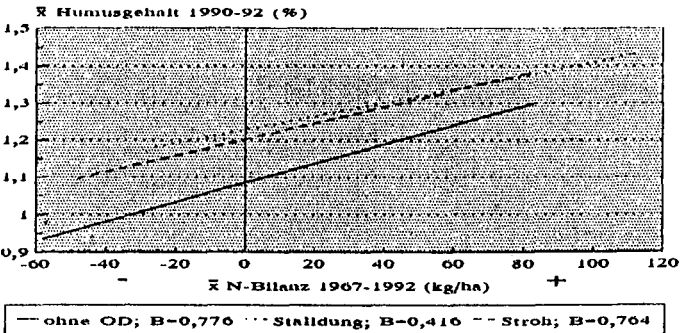


Abbildung 6: Beziehungen zwischen N-Bilanz und Humusgehalt im Boden (0-20 cm) unter Berücksichtigung des zugeführten N aus organischer Düngung

Nachwachsende Rohstoffe und ihr Einfluß auf den Boden

von

Klimanek, E. -M.

Einleitung:

Ein Hauptproblem in der Landwirtschaft ist die Überproduktion an Nahrungsmitteln. Alternativen zur Lösung dieser Problematik sind Flächenstilllegung, Extensivierung und der Anbau nachwachsender Rohstoffe. Nachwachsende Rohstoffe oder Industriepflanzen bieten gegenüber einer Flächenstilllegung bzw. Extensivierung eine Reihe von Vorteilen:

- Ergänzung fehlender Rohstoffe
- Beitrag zur Lösung des Treibhausproblems
- Senkung der CO₂-Emission durch partiell geschlossene Kreisläufe
- Entlastung der Umwelt durch Abbaubarkeit der Produkte
- positive Effekte für das Landschaftsbild durch Verbreiterung der Artenvielfalt

Mit dem Anbau von Industriepflanzen werden die klassischen landwirtschaftlichen Fruchtfolgen verändert. Es gelangen Ernte- und Wurzelrückstände (EWR) von Pflanzen in den Boden, die in den vergangenen Jahren in der Hauptsache als Zwischenfrüchte oder Futterpflanzen angebaut wurden. Von diesen EWR liegen über die Wirkung auf den Boden im Hinblick auf den C- und N-Eintrag (Mineralisierung-Immobilisierung) im Gegensatz zu den landwirtschaftlichen Hauptkulturen (KLIMANEK 1990 a,b, 1991, 1992) keine Kenntnisse vor.

In Laborinkubationsversuchen wurden unter optimalen Bedingungen Verlauf und Grad der Mineralisierung von EWR nachwachsender Rohstoffe (Winterraps, Sonnenblume, Öllein, Miscanthus, Sachalinknötterich) im Vergleich zu Winterweizen untersucht.

Methodik:

Boden: Lössschwarzerde des Standortes Bad Lauchstädt

Pflanzenmaterial: Sproß und Wurzel der Industriepflanzen Winterraps WR, Sonnenblume (Sproß/Korb) So (S/K), Öllein Öll, Miscanthus Mi, Sachalinknötterich (Sproß/Blatt) Sa, im Vergleich zu Winterweizen WW.

Sproß und Wurzel der Industriepflanzen wurden in gemahlener Form dem Boden zugemischt und unter optimalen Bedingungen (25°C und 60% WK_{max}) 72 Tage inkubiert.

Methoden: Die Messung des freigesetzten CO₂ erfolgte diskontinuierlich durch Infrarotabsorption computergesteuert im Gaskreislaufverfahren.

Die Bestimmung des anorganischen Stickstoffs N_{an} (NO₃⁻, NH₄⁺) wurde mit Hilfe ionenselektiver Elektroden durchgeführt.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen:

Die FWR der Industriepflanzen unterscheiden sich im Grad der Mineralisierung teilweise signifikant voneinander (Tab. 1). Die oberirdischen Pflanzenteile werden stärker (36-44%) als die Wurzeln (28-40%) mineralisiert. Zu den FWR der Vergleichspflanze Winterweizen bestehen nur geringe Unterschiede.

Tabelle 1: Prozentualer Abbau der FWR im Reifestadium nach 72 Tagen
 Inkubationsdauer bei 25°C und 60% WK_{max}

Pflanzenart	Pflanzenteile				LSD (a=5%)
	Wurzel	C/N	Sproß	C/N	
Winterweizen	36,95	48,3	44,33	129,6	4,20 *
Winterraps	40,19	82,1	44,70	79,0	3,08 *
Sonnenblume	35,16	72,8	39,62	69,1	4,50
Öllein	33,71	88,6	39,08	88,4	4,23 *
Miscanthus	34,50	67,4	43,75	44,8	5,84 *
Sachalinknötterich	28,07	55,9	36,44	158,8	3,24 *
LSD a=5%	2,67		4,71	(Newman-Keuls-Test)	

Der Verlauf der Mineralisierung (Abb.1) läßt erkennen, daß der stärkste Abbau der C-Verbindungen in den ersten 10 Tagen erfolgt. In dieser Zeit werden mehr als 50% der insgesamt als CO₂ erfaßten C-Menge freigesetzt.

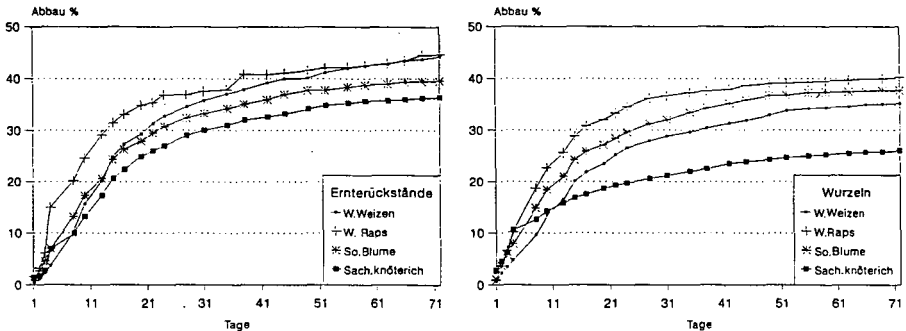


Abb. 1: Mineralisierungsverlauf der Ernte- und Wurzelrückstände ausgewählter Industriepflanzen (Abbau der eingesetzten C-Menge in %)

Pflanzenmaterial wird in der Regel im Jugendstadium am stärksten mineralisiert.

Die Vegetationsstadien der geprüften Pflanzenarten unterscheiden sich in ihrer Mineralisierung besonders bei den Wurzeln deutlich voneinander (Tab. 2).

Es bestehen zwischen den Vegetationsstadien signifikante Unterschiede, beim Sproßmaterial ist dagegen nur bei Winterraps eine Signifikanz zum Jugendstadium nachzuweisen.

Der Mineralisierungsverlauf der Wurzeln unterschiedlicher Vegetationsstadien der Sonnenblume läßt erkennen, daß alle Stadien eine deutliche Differenzierung nach 10 Tagen Inkubation aufweisen (Abb. 2).

Tabelle 2: Prozentualer Abbau der Wurzeln und Ernterückstände ausgewählter Industriepflanzen in Abhängigkeit vom Vegetationsstadium nach einer Inkubationsdauer von 72 Tagen bei 25°C und 60% WK_{max}

Vegetationsstadium	Wintertraps		Sonnenblume		Winterweizen
	Wurzel	Sproß	Wurzel	Sproß	Wurzel
Jugendstadium	50,19	67,38	54,85	40,17	54,48
Blüte	47,79	47,11	42,26	39,25	41,56
Reife	40,19	44,70	35,16	39,62	36,95
LSD $\alpha=5\%$	2,43	4,44	2,04	4,77	2,80

(Newman-Keuls-Test)

Am Ende der Inkubationszeit bestehen dagegen nur noch zum Jugendstadium signifikante Unterschiede.

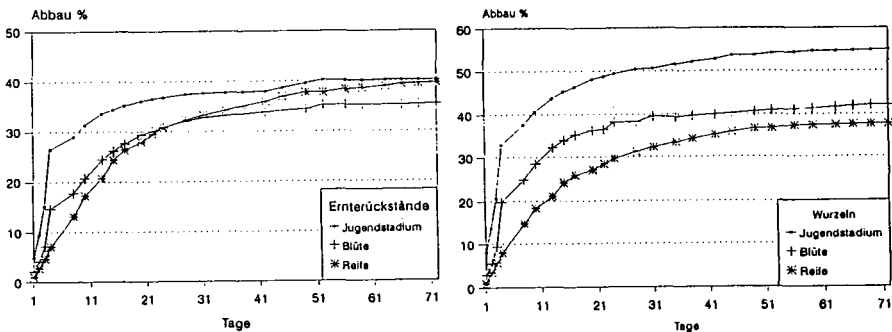


Abb. 2: Mineralisierungsverlauf der Ernte- und Wurzelrückstände von Sonnenblumen in Abhängigkeit vom Vegetationsstadium (Abbau der eingesetzten C-Menge in%).

Bei der Mineralisierung der EWR von Industriepflanzen wird infolge ihres weiten C/N-Verhältnisses eine beträchtliche Menge Boden-N festgelegt (Abb.3). Wie der Abbauverlauf in Abbildung 4 erkennen läßt, erfolgt eine Remineralisierung des festgelegten Stickstoffs nach etwa 21 Tagen. Sie erreicht bzw. überschreitet jedoch nicht den Gehalt des Boden-N ohne Pflanzensubstanz. Die Ergebnisse zeigen, daß sich die geprüften Industriepflanzen in ihrer Mineralisierbarkeit wie die bisher untersuchten landwirtschaftlich genutzten einjährigen Pflanzenarten verhalten (KLIMANEK 1990 a,b, 1991, 1992). Es ist eine Beziehung zur chemischen Zusammensetzung (Gehalt an Kohlenhydraten, Zellulose, Hemizellulose, Lignin) der Pflanzensubstanz, die für einen großen Teil von landwirtschaftlich genutzten Pflanzenarten bekannt ist, anzunehmen. 50-70% der in den Boden eingebrachten organischen Substanz verbleibt im Boden als Biomasse, schwerzersetzbare Anteil oder als Humusvorstufe.

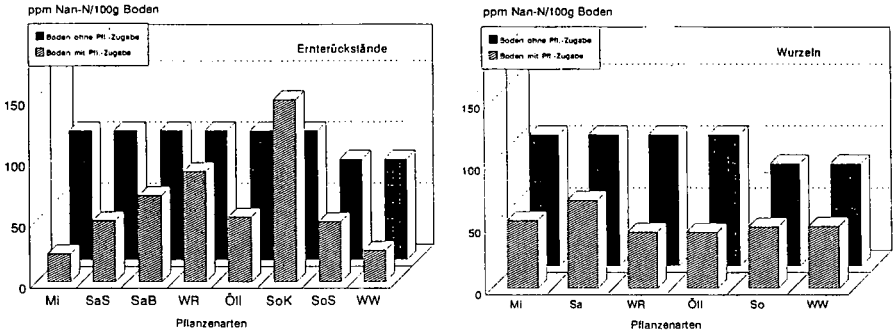


Abb. 4: N-Mineralisierung aus Ernte- und Wurzelrückständen von Industriepflanzen nach einer Inkubationszeit von 72 Tagen bei 25°C und 60% WK_{max}.

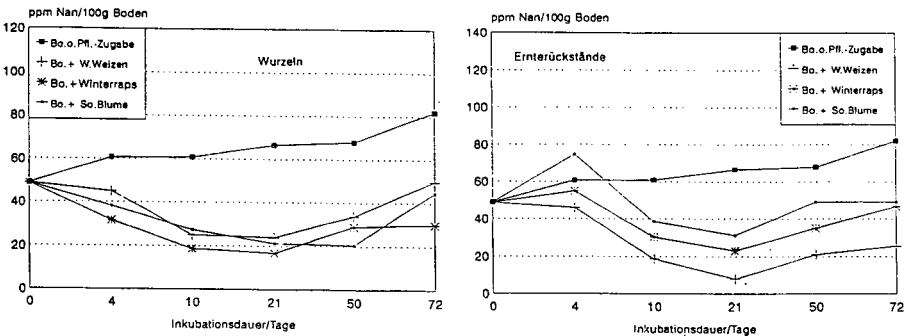


Abb. 5: Verlauf der N-Mineralisierung bzw. N-Immobilisierung aus Ernte- und Wurzelrückständen während einer Inkubationszeit von 72 Tagen bei 25°C und 60% WK_{max} in Lößschwarzerde.

Die Festlegung des Boden-N bei der Mineralisierung von EWR der Industriepflanzen ist durch das weite C/N-Verhältnis (> 21) bedingt. Sie ist für die nachfolgende Fruchtart wie bei einer Strohdüngung zu berücksichtigen. Auf N-belasteten Flächen kann die Mineralisierung der EWR von Industriepflanzen zu einer vorübergehenden Verminderung des N-Gehaltes im Boden und einer anschließend kontinuierlichen N-Freisetzung führen.

Literatur:

KLIMANEK, E.-M.: Umsetzungsverhalten von Ernterückständen. Arch. Acker-Pflanzenbau, Bodenk. Berlin 34 (1990a) 8, 559-567
 KLIMANEK; E.-M.: Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Arch. Acker-Pflanzenbau, Bodenk. Berlin 34 (1990b) 8, 569-577
 KLIMANEK; E.-M.: Umsetzungsverhalten der Wurzeln landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. in Abhängigkeit vom Vegetationsstadium. Arch. Acker-Pflanzenbau, Bodenk. Berlin 35 (1991) 2, 121-128
 KLIMANEK, E.-M., ZWIRZ, P.: Die chemische Zusammensetzung von Ernte- und Wurzelrückständen landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten. Arch. Acker-Pfl. Boden. 1992, Vol. 36 pp. 431-439
 Harwood Academic Publishers GmbH

Ergebnisse von Lysimeteruntersuchungen und Tiefenbohrungen auf einem Sandlößtieflehm-Staugley

von

Knappe, S.*

1. Einleitung

Nachhaltige Bodennutzung schließt zwangsläufig das Schutzgut Grundwasser ein. In diesem Zusammenhang wird die Zufuhr von Mineraldüngern, vor allem von Stickstoff, als grundwassergefährdend eingestuft. Lysimeteruntersuchungen mit unterschiedlichen Bodenarten (KNAPPE u.a., 1993; GÜNTHER u.a., 1993; MÜLLER u.a., 1991) zeigen jedoch, daß vor allem tiefgründige, fruchtbare Böden mit hoher Sorptions- und Wasserkapazität, wie der hier geprüfte Sandlößtieflehm-Staugley, in der Lage sind, hohe Düngeraufwendungen über Erträge bzw. Nährstoffentzüge bei ausgeglichenen Bilanzen zu verwerten. Damit verbunden ist eine den natürlichen Verhältnissen entsprechende, niedrige und tolerierbare Verlagerung von Nährstoffen in tiefere Bodenschichten.

Nach ISERMANN u.a. (1991) sind zur Klärung der Belastungszustände bei unterschiedlicher Bewirtschaftung Tiefenbohrungen in der ungesättigten Zone von Dauerversuchen gut geeignet. HEYDER (1993) konnte mit dieser Methode in Praxisschlägen die abpuffernde Wirkung fruchtbarer Lößböden bei überhöhten Nährstoffeinträgen nachweisen. In vorliegenden Untersuchungen wurden Tiefenbohrungen in einem Dauerversuch zur Bestimmung der Nitrat- und Kaliumverlagerung eingesetzt.

2. Material und Methoden

Für die Untersuchungen stand ein Sandlößtieflehm-Staugley sowohl in der Lysimeteranlage Brandis als auch in einem statischen Dauerversuch auf der nahegelegenen Versuchsstation Cunnersdorf bei einem nahezu gleichen Profilaufbau zur Verfügung.

Zur Beschreibung des versuchstechnischen Aufbaues der Lysimeterstation sei auf Moritz u.a. (1991) verwiesen. Die Lysimeter erhielten im dreizehnjährigen Mittel 130 kg/ha N über die Düngung und 41 kg/ha N über die nasse Deposition.

Der für die Tiefenuntersuchungen ausgewählte statische Düngungsversuch wurde 1987 mit der Versuchsfrage "Einfluß steigender N-Mengen bei unterschiedlichen N/K-Verhältnissen auf den Ertrag einer Fruchtfolge" angelegt. Von den insgesamt 12 Prüfgliedern kamen 4 Prüfglieder mit der aus Abb. 2 ersichtlichen Fruchtfolge und einem mittleren N-Aufwand von 83 kg/ha (N1), 110 kg/ha (N2) bzw. 138 kg/ha (N3) und den im entsprechenden N/K-Verhältnis dazugehörigen K-Mengen für die Tiefenbohrungen zur Auswahl. In beiden Versuchen kam kein organischer Dünger zum Einsatz.

Die Bodenproben wurden mit einer Rammkernsonde als Mischproben von 1m bis zu einer Tiefe von 7m entnommen. In den Mischproben (tiefgefroren) erfolgte die Bestimmung der $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehalt im K_2SO_4 - (1%) und der Kali-Gehalt im CAL- Auszug.

3. Ergebnisse

3.1. Lysimeterversuch

Aus der von KNAPPE u.a. (1993) vorgenommenen Auswertung dreizehnjähriger Lysimeteruntersuchungen an acht verschiedenen Bodenformen erwies sich der Sandlößtieflehm-Staugley innerhalb der geprüften diluvialen Böden als die ertragreichste Bodenform. Sie verwertete bei geringer Versickerung das zugeführte Niederschlagswasser und die gedüngten N-Mengen mit nur geringen N-Bilanzüberschüssen und vertretbaren $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalten im Sickerwasser.

Aus Abb. 1 ist zu entnehmen, daß auf diesem Standort die N-Bilanzen relativ ausgeglichen sind. Lediglich in trockenen, ertragsschwachen Jahren ergeben sich bei bestimmten Fruchtarten (z.B. Kartoffeln 1984,

*Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str.44, 06246 Bad Lauchstädt

Weidelgras 1985 und Sommergerste 1992) hohe Bilanzüberschüsse. Diese Überschüsse finden sich in diesem nur mäßig durchsickernden, teilweise durch Staunässe gekennzeichneten Boden erst nach 2-3 Jahren als N-Austrag im Sickerwasser in 3m Tiefe wieder. Sickerwassermengen, NO_3 -Gehalte im Sickerwasser und die N-Austräge ändern sich zeitlich und größenmäßig nahezu gleichsinnig.

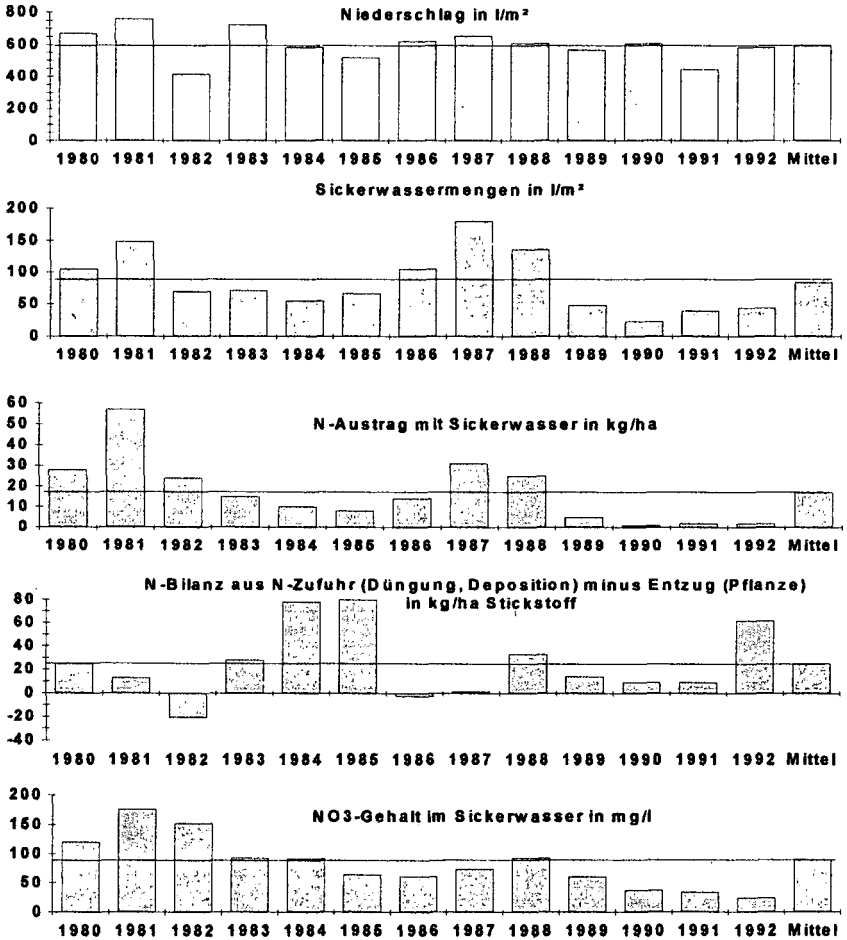


Abb. 1 Niederschlag, Durchsickerung, N-Austrag, N-Bilanz und N-Gehalt im Sickerwasser eines Sandloßtieflhm-Staubleys Ergebnisse von 13 Jahren Lysimeteruntersuchungen

3.2. Tiefenuntersuchungen in einem N/K-Dauerversuch

3.2.1. N-Bilanz und N-Gehalte

Die N-Bilanzen (Abb.2) sind im Mittel über 6 Versuchsjahre nahezu ausgeglichen. Die hohe Ertragsleistung des fruchtbaren Bodens zeigt sich darin, daß die Getreidearten trotz hoher N-Düngung in der Stufe N3, ausgeglichene und in den Stufen N1 und N2 leicht negative N-Bilanzen aufweisen. Zuckerrüben entziehen dem Boden N-Mengen, welche die über Düngung zugeführten deutlich überschreiten (Nachlieferung aus dem Boden durch Mineralisation). Kartoffeln haben eine bekanntermaßen schlechte N-Ausnutzung und hinterlassen höhere Nährstoffüberschüsse im Boden.

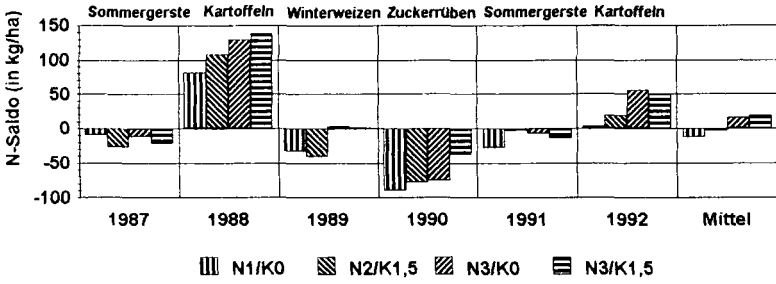


Abb. 2 Jährliche und mittlere N-Salden aus Düngung plus Deposition minus N-Entzug durch die Pflanze

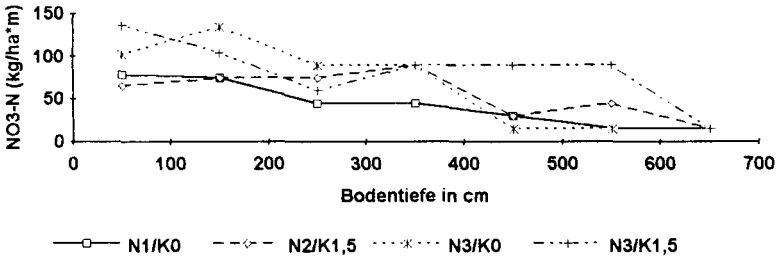


Abb. 3 Menge an Nitratstickstoff (kg/ha und m) ausgewählter Varianten des Dauerversuches zur N/K-Düngung

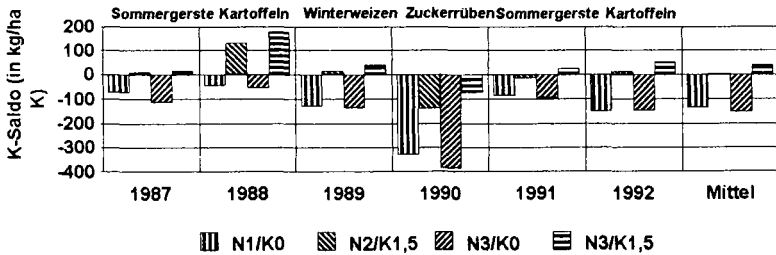


Abb. 4 Jährliche und mittlere K-Salden aus K-Düngung minus K-Entzug für drei N-Stufen mit unterschiedlichen N/K-Verhältnissen

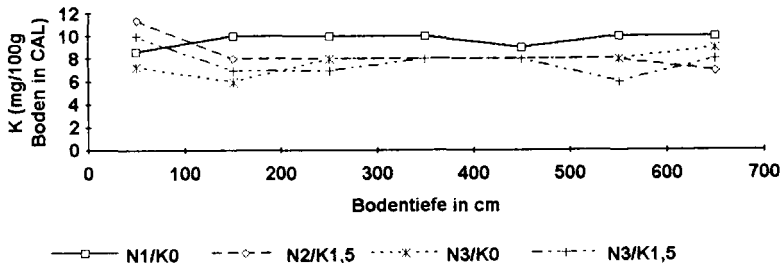


Abb. 5 CAL-löblicher Kaliumgehalt in mg/100g Boden (Mittel über eine Schicht von 1m)

Die nach Kartoffeln im Herbst 1992 durchgeführten Tiefenbohrungen (Abb.3) zeigen in der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Menge der Schichten 0...1m und 1...2m, eine den Bilanzwerten des Jahres 1992 (unter Berücksichtigung möglicher Wechselwirkungen mit der K-Düngung) zu erwartende Differenzierung. Die bei 2 bis 3m einsetzende Reduzierung der $\text{NO}_3\text{-N}$ Mengen, dürfte auf Denitrifikationsvorgänge im Bereich des hier staunässebeeinflusste Profils zurückzuführen sein. Die weitere Abnahme der $\text{NO}_3\text{-N}$ Gehalte bis zur Tiefe von 7m kann einerseits als Auswirkung der negativen N-Bilanzen der Vorjahre und andererseits als Effekt der Denitrifikation im Staunässebereich gedeutet werden.

3.2.2. K-Bilanzen und K-Gehalte (CAL)

Die K-Salden aus K-Düngung minus K-Entzug (Abb.4) weisen auf das hohe K-Nachlieferungsvermögen des Sandlößes hin, welches mittlere K-Entzüge von etwa 130...160 kg/ha K in den Varianten ohne K-Düngung gewährleistet. Die Variante N2/K1,5 führt zu ausgeglichenen Salden, N3/K1,5 zu leichten K-Überschüssen aus der Düngung.

Die über die CAL-Methode bestimmten Gehalte pflanzenverfügbaren Kaliums in der Tiefenbohrung (Abb.5) entsprechen in der Schicht 0...1m einer aus den mittleren Salden ableitbaren und zu erwartenden Differenzierung. Mit Einschränkungen (Var. N1/K0) erreichen die K-Gehalte in der Schicht 2...3m einen wenig düngungsbeeinflussten, nahezu einheitlichen Wert, der bis in 7m Tiefe erhalten bleibt.

Eine Erhöhung des Kaligehaltes in der Krume dürfte im sorptionsstarken Lößlehm (T-Werte von 16...19 mval/100g Boden) nur durch eine über den Entzug gehende, die K-Bindungskapazität deutlich übersteigende K-Vorratsdüngung oder Überdüngung (z.B. mit Gülle) zu erreichen sein. Nach KÖSTER (1991) sind Austräge über Sickerwasser und Anreicherungen im Grundwasser durch Erschöpfung der K-Bindungskapazität bei sorptionsstarken Profilen auszuschließen. Bei einer in den vorliegenden Untersuchungen hohen, jedoch ertrags(entzugs-)gerechten Düngung, ist demnach ein nur geringes Auswaschungsrisiko zu erwarten. Erste Untersuchungen im Sickerwasser der entsprechenden Lysimeter bestätigen mit Werten von 4mg/l K diese Annahmen.

4. Schlußfolgerungen

Fruchtbare, bis in tiefere Schichten sorptionsstarke Böden der Bodenform Sandlößtieflehm-Stauley mit hoher Feldkapazität im Wurzelbereich können relativ hohe Mengen durch Mineraldüngung (und Deposition) zugeführten Stickstoffs ohne nachhaltigen negativen Einfluß auf den N-Gehalt des Sicker- (Grund-) wassers in hohe Erträge transformieren. Niedrige $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Sickerwasser entstehen in diesen Böden durch pflanzenartsspezifische, entzugsgerechte, hohe N-Gaben bei jährlich ausgeglichenen N-Bilanzen. Darüber hinaus dürfte das Denitrifikationspotential im staunässebeeinflussten Bereich für eine N-Verminderung sorgen.

Das in die Krume eingetragene Kalium wird im Wurzelraum vollständig gebunden. Austräge über Sickerwasser sind gering und Anreicherungen im Grundwasser kaum zu befürchten, da in den bis 2m Tiefe reichenden, sorptionsstarken Lehmschichten eine Erschöpfung der K-Bindungskapazität bei sachgerechter bis erhöhter Kalidüngung auszuschließen ist.

5. Literatur

- GÜNTHER, R.; KNOBLAUCH, S.: Zur Wasser- und Nährstoffbilanz auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Löß-Braunschwarzerde (Ergebnisse 10-jähriger Lysimeteruntersuchungen). Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 71 (1993), S.131-134
- HEYDER, D.: Nitratverlagerung, Wasserhaushalt und Denitrifikationspotential in mächtigen Lößdecken und einem Tonboden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. Bonner Bodenkdl. Abh. 10 (1993), S1-171
- ISERMANN, K.; MORITZ, CH.; KÖRSCHENS, M.: Tiefenuntersuchungen von Böden der klassischen Dauerversuche "Seehausen" und "Bad Lauchstädt" vor dem Hintergrund langjähriger N-Bilanzen.103. VDLUFA-Kongreß Ulm, Kongreßband (1991) S. 197-202
- KNAPPE, S.; MORITZ, CH.; KEESE, U.: N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung-Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongreßband 1993 Hamburg, 71(1993) S. 629-632
- KÖSTER, W.: Nährstoffeinträge in landwirtschaftlich genutzte Böden und zukünftiger Bedarf an N-,P- und K-Mineraldünger bei ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung. In: (Hrsg.) ROSENKRANZ, D.; Bachmann, G.; EINSELE, G.; HARREß, H.-M.: Bodenschutz, Erich Schmidt Verlag.
- MORITZ, CH.; SÄMISCH, G.; SPENGLER, R.: Die Basislysimeterstation Brandis bei Leipzig - Einrichtung und erste Untersuchungsergebnisse. Dtsch. Gewässerkundl. Mitteilg. 35 (1991) 5/6, S.149-160
- MÜLLER, S.; HANSCHMANN, A.; HEINRICH, L.; BRIX, B.: Sickerwasser und Nitrataustrag - Lysimeteruntersuchungen für Sand-, Lehm- und Lößböden unter einheitlichen Bedingungen. Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenkdl. 35 (1991) 5, S.375-382

Nachweis nachhaltiger Bodennutzung

von

Körschens, M. und A. Müller

Der Boden gehört zu den wichtigsten Lebensgrundlagen des Menschen. Er ist, und bleibt auch in ferner Zukunft, die Grundlage der Nahrungsmittelproduktion. Der Mensch lebt auf dem Boden von dem, was der Boden hergibt. Die Erhaltung seiner Fruchtbarkeit ist deshalb für den Fortbestand der Menschheit unerlässlich.

Gegenwärtig zeichnen sich national und global beunruhigende Fehlentwicklungen ab, die einer sowohl ökologischen als auch ökonomischen Landnutzung entgegenstehen. Ressourcenverschwendung und Überfluß auf der einen, Hunger auf der anderen, weitaus größeren Seite. Flächenstilllegung und -versiegelung hier, Bodenzerstörung dort. Jährlich gehen rd. 14 Millionen Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche für die Produktion von Biomasse verloren, während die Weltbevölkerung ständig wächst.

Die Weltkommission für Umwelt- und Entwicklung fordert eine dauerhafte (nachhaltige) Entwicklung....." *die den gegenwärtigen Bedarf zu decken vermag, ohne gleichzeitig späteren Generationen die Möglichkeit zur Deckung des ihren zu verbauen.*" (HAUFF, 1987)

Davon sind wir noch weit entfernt und die Chancen für eine Lösung der anstehenden Probleme sind selbst bei optimistischer Einschätzung mehr als gering.

KLAPP (1958) definierte die Bodenfruchtbarkeit als *"das ihm eigene Maß natürlicher, nachhaltiger Leistungsfähigkeit, das ihn von anderen Böden unterscheidet. Das Wesentliche ist die Nachhaltigkeit, d.h. die Fähigkeit, auf lange Zeit alles zum Gedeihen der Pflanzen Erforderliche ohne Notwendigkeit des Ersatzes zu liefern, also nur sehr langsam nachlassende Erträge"*

Die Begriffe Bodenfruchtbarkeit, Nachhaltigkeit und Bodengesundheit haben hier noch weitgehend gleiche Bedeutung. SEKERA (1951) hat 1951 in seinem zu damaliger Zeit vielbeachteten Buch "Gesunder und kranker Boden" auf diese Zusammenhänge hingewiesen.

Mit dem zunehmenden Einsatz von Mineräldünger und Pflanzenschutzmitteln sowie durch den Züchtungsfortschritt, insbesondere bei Getreide, konnten die Erträge in den vergangenen Jahrzehnten nahezu verdoppelt werden, jedoch überwiegend zu Lasten der Umwelt und der Bodengesundheit. High input-Systeme, deren Ziel letztlich nur noch in Maximalerträgen und maximalem Gewinn bestand, brachten die Landwirtschaft in Verruf. Die N-Bilanz der Bundesrepublik weist gegenwärtig einen Überschuß von rd. 100 kg/ha Stickstoff pro Jahr aus, das sind etwa 2 Millionen Tonnen, die das Grundwasser und die Atmosphäre belasten.

Mit der Wandlung der Bewirtschaftungsweisen war auch eine Wandlung der Begriffe verbunden. In den letzten Jahren wird Bodenfruchtbarkeit überwiegend am Ertrag gemessen und definiert. Unter diesem Gesichtspunkt ist der Boden, der einen hohen Ertrag bringt, aber 200 kg N/ha.a in das Grundwasser entläßt, sehr fruchtbar. Aber er ist weder gesund noch entspricht er einer nachhaltigen Entwicklung.

Häufig wird die Nachhaltigkeit nur als positive Erlös/Kosten Relation betrachtet. In diesem Falle hängt die Bewertung von vielen, auch politischen und soziologischen Faktoren ab, die nur schwer zu beeinflussen bzw. abzuschätzen sind. Agrarmarkt und Agrarpreise sind kurzfristigen Veränderungen unterworfen. Daraus resultierende Kosten-Erlös-Relationen sind ausschlaggebend für die Sicherung der Existenz der Bauern und damit auch der landwirtschaftlichen Produktion. Sie können aber nicht alleiniger Maßstab für eine nachhaltige Landwirtschaft sein.

Ökonomie im Sinne einer nachhaltigen Produktionsweise ist nach MARSH (1993) zum einen die Effizienz der Ressourcennutzung, zum anderen steht die Forderung, verursachte Umweltschäden zu bewerten und in Kostenkalkulationen einzurechnen. Unter der Voraussetzung einer ökologischen Preisgestaltung ist ökonomische Nachhaltigkeit nur gegeben, wenn auch die ökologische Nachhaltigkeit garantiert ist.

BARNETT u. a. (1993) definieren die sustainable agriculture als *... "eine Verfahrensweise, bei der die Qualität und Quantität der landwirtschaftlichen Erträge Jahr für Jahr erhalten werden können ohne Degradierung des Bodens, Umweltbelastung, Zerstörung von Lebensräumen für Flora und Fauna, Verschmutzung von Wasserläufen etc."*

Auf der Grundlage dieser Definition soll am Beispiel des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt die Nachhaltigkeit unterschiedlicher Nutzungs- (düngungs) systeme untersucht und dargestellt werden. Der Statische Düngungsversuch ist dazu in idealer Weise geeignet, da die Düngungsvarianten seit Anlage des Versuches unverändert geblieben sind. Letzteres ist eine wesentliche Voraussetzung dazu und nur in wenigen Dauerversuchen gegeben.

In den Abb. 1 und 2 sind die Ertragstrends über den Versuchszeitraum von 90 Jahren für Winterweizen und Zucker dargestellt.

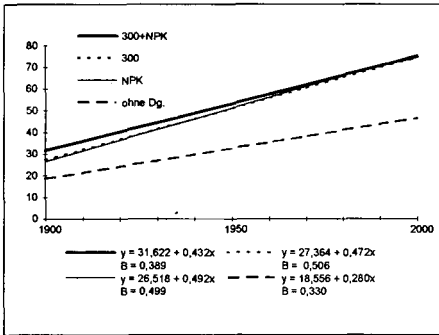


Abb. 1 Ertragsentwicklung des Winterweizens im Statischen Versuch Lauchstädt in Abhängigkeit von der Düngung (lineare Regression)

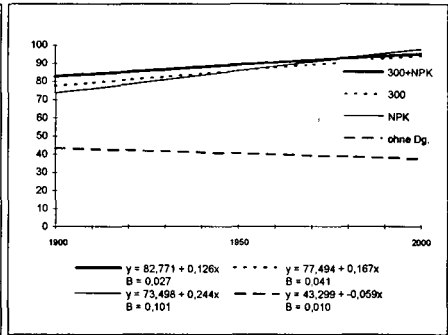


Abb. 2 Entwicklung des Zuckerertrags im Statischen Versuch Lauchstädt in Abhängigkeit von der Düngung (lineare Regression)

Für Winterweizen (Abb.1) ist allen Fällen, auch für die Nullvariante, der Nachweis gleichbleibender oder ansteigender Erträge erbracht. Einen sinkenden Trend zeigen die Zuckererträge (Abb.2) der ungedüngten Variante, was zum einen auf sinkende Zuckerrüben-erträge, zum anderen auf geringe Zuckergehalte also mangelnde Qualität zurückzuführen ist. Ein Rückgang der Qualität ist auch beim Winterweizen der Nullvariante eingetreten, dessen Backeigenschaften nicht mehr den Anforderungen entsprechen.

Der Boden hat sich mit seinen wichtigsten Parametern auf ein Fließgleichgewicht eingestellt. Auf dieser Grundlage ist eine Bilanzierung des Stickstoffs anhand der Gegenüberstellung Düngungs-Entzug möglich, wobei die Entzüge der Nullparzelle als "Stickstoff aus sonstigen Quellen" (Emmission etc.) betrachtet werden können.

Die Stickstoffbilanz für den Zeitraum 1981-1991 (Abb. 3) weist 60 kg N als input aus sonstigen Quellen aus. Dies verdeutlicht, daß wir es nicht mehr mit einem geschlossenem Kreislauf zu tun haben, sondern beachtliche N-Mengen zusätzlich in das System eingetragen werden, die zu quantifizieren und zu berücksichtigen sind. Die N-Bilanz zeigt jedoch, daß im Statischen Versuch die

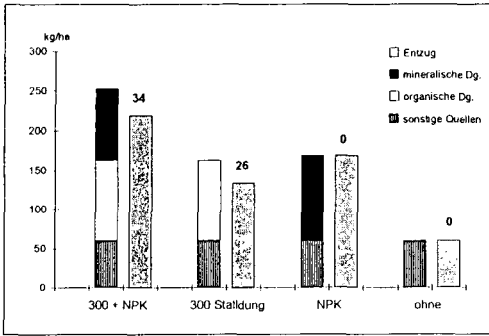


Abb.3 Stickstoffbilanzen des Statischen Versuchs Lauchstädt, x 1981-1991 (Mittel der Fruchtarten und Schlaghälften 2, 3, 6 und 7)

N-Ausnutzung auch bei der höchsten Düngungsstufe in einem Maße gegeben ist, daß Umweltbelastungen ausgeschlossen werden können, denn langfristig wird mehr N entzogen als mit der N-Düngung verabreicht wird. Außerdem sind unterhalb 2 m keine Differenzen im Gehalt an anorganischem Stickstoff zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten zu verzeichnen. Diese Umstände sind allerdings durch die günstigen Standortbedingungen begründet und können keinesfalls auf andere Verhältnisse übertragen werden. Das "umweltfreundlichste" Ergebnis erreicht die Variante mit ausschließlicher Mineraldüngung.

Die Wirkung der Mineral-N-Düngung ist nach Art, Menge und Zeitpunkt der Anwendung so intensiv erforscht, daß bei Beachtung des Kenntnisstandes hiermit die höchste Ausnutzung bei geringsten Verlusten erreicht wird. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, daß HARNOS (1993) unter "nachhaltig" ein System versteht, daß weitestgehend kontrollierbar und steuerbar ist. Die Mineraldüngung hat den Vorzug, die Nährstoffzufuhr besser steuern zu können. Eine höhere Qualität des Winterweizens mit Mineral-N im Vergleich zu ausschließlicher organischer Düngung konnte ebenfalls nachgewiesen werden.

Mit der Produktion pflanzlicher Biomasse ist eine Möglichkeit zum Abbau der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre gegeben, wenn diese zur Energie- oder Rohstoffgewinnung genutzt und nicht überwiegend als organischer Dünger eingesetzt wird.

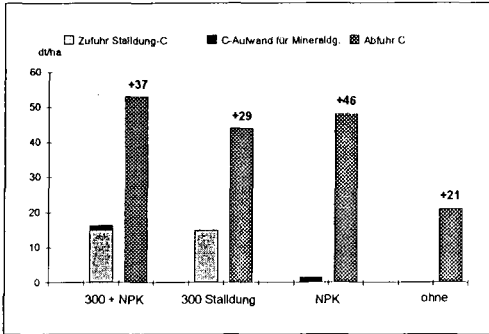


Abb.4 Kohlenstoffbilanzen des Statischen Versuchs Lauchstädt, x 1981-1991 (Mittel der Fruchtarten und Schlaghälften 2, 3, 6 und 7)

Ein Vergleich der C-Bilanzen der vier Düngungsvarianten (Abb. 4) zeigt, daß die ausschließliche Mineraldüngung auch hier, ebenso wie beim Vergleich der N-Bilanzen, am günstigsten abschneidet, auch wenn man den für die Produktion von 1 kg N erforderlichen Aufwand von 1,5 kg C einkalkuliert. Aus diesem Ergebnis wird gleichzeitig ersichtlich, daß Flächenstilllegungen nicht zur Entlastung der Umwelt beitragen können.

Im Versuch werden Pflanzenschutzmittel auf der Grundlage von Bekämpfungsrichtwerten eingesetzt. Negative Auswirkungen konnten bisher nicht ermittelt werden und sollen hierbei zunächst ausgeschlossen werden. Ebenso spielen Erosion und Auswaschung auf diesem Standort keine Rolle. Unter diesen Voraussetzungen entsprechen alle Düngungsvarianten den Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft. Ohne Düngung kann der Ertrag und die Qualität hinsichtlich einer auf eine ausreichende Ernährung der Menschen gerichtete Pflanzenproduktion nicht befriedigen. Die Zielstellung nach oben angegebener Definition kann demnach nicht allein in der Erhaltung (Nachhaltigkeit, Unveränderbarkeit) eines gegebenen Zustandes liegen, sondern es muß gleichzeitig ein angemessenes Ertragsniveau gefordert werden.

Bleibt noch die Berücksichtigung der biologischen Nachhaltigkeit. Mißt man sie an der Aktivität der Bodenflora und -fauna, so ist diese deutlich nach dem Gehalt an organischer Substanz abgestuft. Je höher der Gehalt an mineralisierbarer, organischer Substanz, umso größer das Futterangebot für die Bodenlebewesen, umso intensiver die Umsetzung und damit auch die CO₂- und N-Freisetzung. Daraus resultiert zwangsläufig, daß der C-Gehalt des Bodens und damit verbunden die biologische Aktivität auch eine obere ökologische Grenze haben, bei deren Überschreitung so viel N freigesetzt wird, daß die Pflanzen diesen nicht mehr verwerten und daraus eine Umweltbelastung entstehen kann. Dies bedeutet wiederum, daß biologische und ökologische Nachhaltigkeit nicht parallel laufen müssen und die Ökonomie weitgehend unabhängig von beiden ist. Für eine nachhaltige Landwirtschaft müssen deshalb diese Aspekte in Einklang gebracht werden.

Aus den vorgestellten Ergebnissen und Überlegungen kann geschlußfolgert werden:

1. Die Sicherung einer nachhaltigen Bodennutzung und damit der Schutz des Bodens im weitesten Sinne unter Vermeidung auch des geringsten Umweltrisikos ist für den Bestand zukünftiger Generationen unerläßlich.
2. Die optimale Gestaltung des C- und N-Kreislaufes ist von großer Bedeutung. Das Problem liegt in der Kenntnis und in der Erhaltung des jeweiligen standort- und nutzungsbedingten, optimalen Kohlenstoffgehaltes des Bodens. Zu niedrige C-Gehalte, insbesondere auf leichten Böden, bedeuten u.a. eine geringe biologische Aktivität, ungünstige bodenphysikalische Eigenschaften und Erosionsgefahr. Zu hohe C- Gehalte stellen eine Belastung des C- und N-Kreislaufs dar und sollten vermindert werden.
3. Die Produktion von Biomasse ist ein entscheidender Teil des C - und N-Kreislaufes und eine wesentliche Komponente seiner Steuerung. Darüberhinaus kann mit der Biomasseerzeugung zur Energie- und Rohstoffgewinnung ein Beitrag zur Realisierung des Programms der Bundesregierung, die energiebedingte CO₂-Emission um 25- 30 % bis zum Jahre 2005 gegenüber 1987 zu reduzieren, geleistet werden. Eine umsichtige, den gegenwärtigen Kenntnisstand berücksichtigende Mineraldüngung kann diesen Prozeß positiv beeinflussen und stellt keine Umweltbelastung dar.
4. Das Streben nach nachhaltiger Bodennutzung darf sich nicht darauf beschränken, 3 oder 5 % der Nutzfläche alternativ zu bewirtschaften. Ziel muß sein, die gesamte Landwirtschaft leistungsfähig, ökologisch vertretbar und ökonomisch zu gestalten.

Literatur:

- BARNETT,V.; LANDAU, S.; PAYNE, R.W.; WELHAM, S. J.; RAYNER, A.I.: Sustainability- The Rothamsted Experience. Reports of the Conference from the Rockefeller Foundation held in Rothamsted.- April 28.-30. 1993.- S. 1- 36
- HARNOS, Z.: Sustainability: A system analytic approach. Strategies for Sustainable Agriculture. Conference proceedings.- September 21-26. 1992.-Martonvasar, Hungary.- S. 21-27
- HAUFF,V.: Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung.- Eggenkamp Verlag.- Greven (1987)
- KLAPP, E.: Lehrbuch des Acker-und Pflanzenbaus.- Verlag Paul Parey.- Berlin-Hamburg (1958)
- MARSH, J.S.: Strategies for a sustainable Agriculture. Strategies for Sustainable Agriculture. Conference proceedings.- September 21-26. 1992.-Martonvasar, Hungary.- S. 11-21
- SEKERA,F.: Gesunder und kranker Boden.- Verlag Paul Parey.-Berlin (1951)

Einfluß verminderter Produktionsintensität auf die N_{\min} -Werte von Rapsfruchtfolgen

von

Lickfett, T. und E. Przemeczek*

Problemstellung

Mit der Umsetzung von Extensivierungs- (besser: De-Intensivierungs-) maßnahmen im Ackerbau werden neben der Marktentlastung Erwartungen hinsichtlich der Senkung von Stickstoff-Verlusten und damit auch der Verminderung der Nitratbelastung des Grundwassers verknüpft. Auch aus dem Rapsanbau üblicher Intensität gibt es Hinweise auf erhöhte N_{\min} -Mengen im Boden nach der Ernte. Im Hinblick auf eine umweltverträgliche Gestaltung von Rapsfruchtfolgen ist daher zu klären, ob durch Deintensivierung eine Verringerung der auswaschungsgefährdeten Nitrat-Menge erreicht werden kann.

Versuchsaufbau

Im interdisziplinären Forschungsprojekt "Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung der Entwicklung integrierter Anbausysteme am Beispiel einer Rapsfruchtfolge" (INTEX-Projekt) werden seit Herbst 1989 auf insgesamt 94 ha Versuchsfläche an drei Standorten in Niedersachsen [Reinshof (Auenlandschaft) und Marienstein (Leinebergland) bei Göttingen, Eickhorst (Übergang Geest-Lößborde) bei Braunschweig, siehe Tab. 1] jeweils vier Anbausysteme verglichen.

Tab. 1: Standortmerkmale der Versuchsfelder des INTEX-Projektes

Merkmal	Standort		
	Reinshof	Marienstein	Eickhorst
Höhenlage	153-155 m	161-212 m	75-80 m
Ø NS / Temp.	635 mm / 8,5 °C	635 mm / 8,5 °C	612 mm / 8,7 °C
Bodenschätzung	LT1 86/89 AI - L2AI 89/93	T5V 44/41 - L3LöV 78/78	S14D 30/32 - SL3D 55/57
Ø pH-Wert	7,2	6,8 - 7	6,7
Ø N_t	kg/ha	kg/ha	kg/ha
in 0-30cm	7695	4995	4230
· 0-90cm	19845	9855	7290
Ø C/N	10	10-14	9-11

* Institut für Agrilkulturchemie der Universität, von Siebold-Str. 6. 37075 Göttingen

Die Größe der einzelnen Untersuchungsflächen liegt zwischen 1,1 und 3,8 ha, um Auswirkungen der Extensivierung auf Fauna und Flora durch andere Arbeitsgruppen erfassen zu können. Alle Fruchtarten eines Systems werden in jedem Jahr angebaut (Ausnahme System III und IV, Eickhorst). Aufgrund des hohen Flächenanspruchs konnten keine Wiederholungen eingerichtet werden.

Die Anbausysteme sind:

I.) *Kontrolle*

Konventionelle Landbewirtschaftung nach Empfehlungen der Officialberatung.

Fruchtfolge: Winterraps-Winterweizen-Wintergerste (*Reinshof* und *Marienstein*) bzw. Winterraps-Winterweizen-Winterroggen (*Eickhorst*).

II.) *Flexible Extensivierung*

Reduzierung des chemischen Pflanzenschutzes um ca. 50% und der mineralischen N-Düngung um ca. 30%; verringerte Bodenbearbeitungsintensität (Wendepflug nur zu Winterraps); weitgehend mechanische Unkrautregulierung; Sortenmischungen; veränderte Saatzeiten, Saatstärken und Reihenweiten. Zwischenfrüchte: Rotschwingel, Phacelia und Sonnenblumen.

Fruchtfolge: Winterraps-Winterweizen-Zwischenfrucht-Ackerbohnen-Wintergerste (*Reinshof* und *Marienstein*)

bzw. Winterraps-Winterweizen-Winterroggen-Zwischenfrucht-Körnererbsen(*Eickhorst*)

III.) *Reduziert*

Verminderung der mineralischen N-Düngung um 50%; Verzicht auf Insektizide. Übrige Bewirtschaftungsmaßnahmen wie in Anbausystem I.

IV.) *Extensiv*

Verzicht auf mineralischen Stickstoffdünger und chemischen Pflanzenschutz. Sonstige Bewirtschaftungsmaßnahmen analog Anbausystem II.

Zusätzlich ist auf jedem Standort eine seit 1989 stillgelegte, selbstbegrünte Fläche vorhanden (ohne Pflegemaßnahmen).

Probenahme und Auswertung

Datengrundlage sind in ca. 4-wöchigem Abstand durchgeführte N_{\min} -Messungen (0-90cm) unter anderem zur Erfassung des Nitrat-Belastungspotentials. Aus den Untersuchungsergebnissen werden N_{\min} -Klassen gebildet (Einteilung siehe Tab. 2), um unmittelbar zur Ernte und im Dezember eine geringe von einer höheren potentiellen Nitratbelastung abzugrenzen; Veränderungen im N_{\min} -Gehalt zwischen Dezember und Februar werden ebenfalls klassifiziert. Der Vergleich der N_{\min} -Mengen verschiedener Fruchtarten, Anbausysteme, Standorte und Versuchsjahre erfolgt in Form von Häufigkeitsverteilungen (% Anteil der Flächen innerhalb einer N_{\min} -Klasse, bezogen auf die Zahl der jeweils untersuchten Flächen).

Ergebnisse

Zeitpunkt Ernte

Nach Getreide (und SRaps) sind überwiegend geringe N_{\min} -Mengen zu finden; nach Winterraps und Körnerleguminosen befindet sich ein höherer Flächenanteil in Klassen >45 kg N_{\min} /ha. Eine

Reduzierung der N-Düngung (Anbausysteme II bis IV) bewirkt keine gesicherte Abnahme des Flächenanteils in den hohen N_{\min} -Klassen. Zwischen den Standorten treten nur geringe Unterschiede auf. Mit zunehmender Versuchsdauer steigt der Flächenanteil in der Klasse $<45 \text{ kg } N_{\min}/\text{ha}$.

Die bereits zur Ernte erhöhten N_{\min} -Mengen nach Winterraps nehmen bis zum Spätherbst weiter zu. Werte über $75 \text{ kg } N_{\min}/\text{ha} \times 90\text{cm}$ sind nicht selten; maximal wurden in Reinshof $164 \text{ kg } N/\text{ha} \times 90\text{cm}$ gefunden. Einige Ursachen für diesen N_{\min} -Anstieg sind: Stark positiver N-Bilanz-Saldo (Düngung-Export), die z.T. bereits mineralisierten Vegetationsrückstände (insbesondere Blattverluste nach der Blüte) und Förderung der Mineralisation durch intensive Boden-(Stoppel-)bearbeitung nach der Ernte.

Zeitpunkt Dezember

Der vorhandene N_{\min} nach Winterraps wird durch Winterweizen nur in geringem Maß gebunden (Tab. 2); ähnliches gilt für Wintergerste nach Ackerbohnen (Systeme II und IV). Die Folge ist eine Übernahme erhöhter Nitratmengen in die Vegetationsruhe / Grundwasserneubildungsperiode und

Tab. 2: Anteil der Flächen in den N_{\min} -Klassen im Dezember
[% der untersuchten Flächen]

Merkmal	n	N_{\min} -Mengen [kg N/ha*90cm]			
		<45	45-75	75-100	>100
Fruchtart					
WRaps	44	80	9	7	4
WWeizen	46	7	63	17	13
WGerste	33	49	33	15	3
WRoggen	10	50	50	0	0
Zwischenfrüchte	16	81	19	0	0
Anbausystem					
Konventionell	37	38	43	16	3
Fl. Extensivierung	48	55	31	10	4
Reduziert	30	47	33	10	10
Extensiv	34	53	32	6	9
Flächenstilllegung	13	61	31	8	0
Standort					
Reinshof	69	43	32	13	12
Marienstein	55	55	38	7	0
Eickhorst	38	53	34	10	0
Jahre					
1989	30	50	43	7	0
1990	25	43	46	8	3
1991	37	24	16	28	32
1992	30	63	30	7	0
1993	40	60	33	7	0

damit Nitrat-Verlagerungsgefahr.

Unter Winterraps, Winterroggen und Zwischenfrüchten sind dagegen im Dezember niedrige N_{\min} -Mengen zu finden. Nicht immer werden geringe N_{\min} -Werte im Dezember durch De-Intensivierung erreicht. Das gilt auch für die stillgelegten Flächen. Ein additiver Effekt durch mehrjährig verminderte oder unterlassene N-Düngung war nicht festzustellen. Der geringe Flächenanteil in hohen N_{\min} -Klassen beim Standort Eickhorst wurde zu diesem Termin bereits durch Nitratverlagerung verursacht. Der Jahres-

effekt (insbesondere Mineralisationsverlauf und Sickerwassermenge) ist offenbar von großem Einfluß auf die Höhe der gefundenen N_{\min} -Mengen.

Differenz der N_{\min} -Mengen zwischen Dezember und Februar

Zwischen den N_{\min} -Mengen im Dezember und im folgenden Februar treten teilweise erhebliche Differenzen auf; unter Winterweizen war in 73% aller untersuchten Flächen eine Abnahme von N_{\min} zu verfolgen, die in 20% der Fälle größer als 40 kg $N_{\min}/ha \cdot 90cm$ war. Tendenziell waren die Abnahmen durch De-Intensivierung und Anbau von Zwischenfrüchten in den Anbausystemen II und IV geringer. In diesen Anbausystemen war der Flächenanteil mit N_{\min} -Zunahmen entsprechend höher. Wesentliche Ursache der Nitratverluste in diesem Zeitraum ist vertikale Verlagerung. Eine Aussage über absolute N-Verluste ist daraus aber nicht ableitbar, da es sich bei dieser Differenz um eine Nettogröße aus N_{\min} -mehrenden und N_{\min} -senkenden Prozessen handelt.

Folgerungen

In Rapsfruchtfolgen treten erhöhte N_{\min} -Mengen nach der Rapsernte und insbesondere im folgenden Herbst auf. Winterweizen kann diese Stickstoffmengen vor Winter nicht aufnehmen, so daß der Nitrat-Stickstoff auswaschungsgefährdet ist. Auch der Reinanbau von Körnerleguminosen kann zu diesem Problem führen. Für die tatsächlichen Nitrat-Verluste sind die Standorteigenschaften in Verbindung mit der Sickerwasserbildung entscheidend. Die Rücknahme der Produktionsintensität führte bei den drei Standorten kurzfristig zu keiner gravierenden Verringerung der auswaschungsgefährdeten Nitratmenge nach Winterrapsanbau.

Für einen flächendeckenden Wasserschutz sollte vor einer Reglementierung des Körnerraps- und Körnerleguminosenanbaus z.B. eine am N-Export orientierte Stickstoffdüngung in Verbindung mit einer sinnvollen Eingliederung dieser "Problemfrüchte" in die Fruchtfolge diskutiert werden.

Literatur

LICKFETT, T. UND PRZEMECK, E. (1992): Auswirkungen der Extensivierung von Anbausystemen auf die N_{\min} -Gehalte des Bodens und die N-Bilanz am Beispiel von Rapsfruchtfolgen. VDLUFA-Schriftenreihe 34, Kongreßband, 627-630

Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten finanziell unterstützt.

Organische Schadstoffe in Klärschlämmen und Komposten - bei landwirtschaftlicher Anwendung eine Gefahr für den Boden?

von

Litz, N. und U. Müller-Wegener

In den letzten Jahren hat die Bedeutung der Anwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft zugenommen. Das Klärschlammaufkommen ist von 1986 bis 1990 um 25 % von 2 auf 2,5 Mio Tonnen TS angestiegen. Schätzungen für das Jahr 1998 gehen von Steigerungen auf 3,2 Mio Tonnen TS aus. Nimmt man die neuen Bundesländer hinzu, wird das Klärschlammaufkommen auf 4 - 4,1 Mio Tonnen TS steigen. Der Einsatz in der Landwirtschaft stieg von 1986 bis 1990 um 50 % auf 0,714 Mio Tonnen Trockenmasse. Durchschnittlich werden 25 - 30 % des Klärschlammaufkommens in der Landwirtschaft eingesetzte, mit regionalen Unterschieden, abhängig von einer vertrauensvollen Beratung der Landwirte. So z.B. werden fast 80 % des Bremer Klärschlammes in der Landwirtschaft verwertet, in den neuen Bundesländern sind es 41 %.

Der Einsatz von Klärschlamm in der Landwirtschaft birgt aber auch Gefahren, wenn wir die Belastung mit Schadstoffen betrachten. Argumente für den Einsatz waren bislang die Düngende und die Humuswirkung der Klärschlämme. Jedoch muß auch akzeptiert werden, daß der Nährstoff- und Humusbedarf des Bodens nur zu 10 % gedeckt werden kann (Poletschny 1993). Andererseits ist bekannt, daß Klärschlamm-behandelte Böden langfristig höhere Humusgehalte und eine bessere Bodenstruktur aufweisen. Übliche Klärschlammgaben verkörpern einen Düngewert von ca. 400 DM/ha. Der monetäre Vorteil, wird aber durch Schadstoffeinträge geschmälert, wobei die Höchstgehalte nach AbKlärV bei weitem nicht ausgeschöpft werden (durchweg nur zu 50 % und weniger). Eigene Untersuchungen zu organischen Schadstoffen im Klärschlamm sollen diese Angaben belegen (Lescher et al., 1992).

Die Belastung von Klärschlämmen durch sechs PAK (nach TrinkwV) von fast 90 Kläranlagen (Abb. 1), sowie die Häufigkeitsverteilung zeigen, daß die weitaus größte Häufigkeit der einzelnen PAK-Gehalte im Bereich unter 0,5 mg/kg m_T liegen. Das gilt insbesondere für das Indenopyren, das Benzo(a)pyren und das Benzo(k)fluoranthen. Die mittlere Belastung für alle PAK lag bei 5,5 mg/kg m_T . Der niedrigste Wert lag bei 1, der höchste Wert lag bei 22 mg/kg PAK m_T . Wie weitere Auswertungen zeigten, nahmen die Belastungen mit der Größe der Kläranlage ab.

Der AOX-Gehalt ist als Summenparameter ein Hinweis auf eine mögliche Belastung durch adsorbierte chlororganische Verbindungen. Der mittlere AOX-Gehalt der von uns untersuchten Proben lag bei 360 mg/kg m_T , der Minimumwert lag bei 42, der Maximumwert bei 4400 mg AOX/kg m_T . Wie die Häufigkeitsverteilung (Abb. 2) zeigt, liegt der Hauptanteil der Proben bei einem AOX-Gehalt von 200 - 300 mg AOX/kg m_T . In ca. 15 % der Fälle lagen die Gehalte oberhalb des Grenzwertes der AbKlärV. Diese Belastungen stammten in der Regel aus kleineren mittelstädtischen kommunalen Anlagen mit einer vermutlich ineffizienteren Abwassertechnik. Gleiches kann auch für die PAK angenommen werden.

Als weitere anthropogen bedingte, weit verbreitete vorkommende Substanzgruppe müssen Phthalate und insbesondere deren Leitsubstanz DEHP (Di(2ethylhexyl)phthalat) angesehen werden, die auch im Klärschlamm vorkommen. In den Proben waren Konzentrationen von 15 - 314 mg DEHP/kg m_T nachzuweisen. Die mittlere Belastung lag bei 110 mg. Weniger angereichert waren die Klärschlämme mit Phthalsäuredibuthylestern und Phthalsäurediisobuthylestern.

Als weitere abwasserrelevante Stoffe sind Tenside zu berücksichtigen. Sie kommen in Gramm-Mengen im Klärschlamm vor. Von Bedeutung sind die anionischen Tenside (z.B.

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Abt. Boden- und Grundwasserschutz, Corrensplatz 1, D-14195 Berlin

LAS) und die nicht ionische Tenside (Nonylphenolethoxylat). Untersuchungen von Klärschlämmen der LUFA Speyer ergaben Nonylphenolgehalte zwischen $< 10 - 1200 \text{ mg/kg m}_T$, mit Häufung zwischen $200 \text{ und } 300 \text{ mg/kg m}_T$ (Kampe, pers. Mitteil.). Die PCB-Belastungen lagen in den Klärschlämmen der LUFA Speyer je Kongener nur in Einzelfällen bei Werten über 0.1 mg/kg m_T , wobei insbesondere K 138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl) und K 153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl), hervorzuheben sind. Die niedrig chlorierten Trichlor- und Tetrachlorbiphenyle waren nur in geringeren Mengen nachweisbar (meist in Konzentrationen unter 0.03 mg/kg m_T).

Für die polychlorierten Diobenzo-p-dioxine und -Furane wurden in Niedersächsischen Klärschlämmen durchschnittlich 46 ng TE/kg m_T ermittelt (Merkel, Matter; 1994), deutlich weniger als die von Hagenmeier und Mitarbeiter vor Jahren ermittelten Belastungen. Neuerdings werden allerdings hohe Dioxin/Furanbelastungen aus alten Klärschlämmen der neuen Bundesländer gemeldet (Rotard, 1994, pers. Mitteil.), die sich dann keinesfalls für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung eignen.

Wie eigene Auswertungen von Zeitreihen ergaben, nahmen die Dioxin-/Furan-Gehalte in Klärschlämmen von Jahr zu Jahr ab, so daß zu erwarten ist, daß sie auch in Zukunft weiter zurückgehen werden. Auf dieser Basis soll hier eine Abschätzung einer zukünftigen möglichen Dioxinanreicherung im Boden durch Klärschlammanwendung vorgenommen werden.

Bei durchschnittlichen Dioxingehalten von 2 ng TE/kg m_T in unbelasteten Ackerböden mit 30 cm Solum und einem Grenzwert von 100 ng TE/kg m_T in der Klärschlamm-trockenmasse, einem Grenzwert für Ackerböden von 5 ng TE/kg m_T und einem Luftbeitrag von $12 \text{ pg/m}^2/\text{Tag}$ ergibt sich eine Erhöhung des Gehaltes nach 120 Jahren von 2 auf $4.99 \text{ ng TE/kg m}_T$, wenn eine Halbwertszeit von 9 Jahren in Ackerböden angenommen wird. Bei dieser Modelrechnung wird eine Klärschlammanwendung in 3-jährigem Rhythmus vorausgesetzt. Die tatsächliche Anreicherung wird vermutlich nur halb so hoch sein, da die Klärschlammbelastung nach heutiger Kenntnis etwa 50 % des Grenzwertes ausschöpft. Eine Klärschlammanwendung wäre dann über 200 Jahre möglich, ohne den Grenzwert zu überschreiten. Es bleibt anzumerken, daß Untersuchungen von McLachlan und Reissinger (1990) zur Akkumulation von Dioxinen/Furanen in Böden zu deutlich höheren Anreicherungen kommen. Allerdings wurden keine Angaben über die Klärschlamm-mengen und deren Dioxinbelastung gemacht.

Die Gefahr einer bedenklreichen Anreicherung ist bei Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben nicht als groß einzustufen. Es ist davon auszugehen, daß Klärschlämme als Bodenverbesserungsmittel mehr und mehr durch Komposte unterschiedlichsten Ausgangsmaterials verdrängt werden. Dabei sind die Komposte noch mehr in der Lage die Humus- und Düngerversorgung für Böden zugewährleisten. Jedoch sind auch in Komposten, je nach ihrer Herkunft, Belastungen zu erwarten, allerdings mit anderen Schadstoffschwerpunkten, als bei den Klärschlämmen. Im Gegensatz zu Klärschlämmen ist die Datenbasis bei den Komposten geringer, jedoch lassen sich Tendenzen gut erkennen (Kummer, 1992).

Die Belastungen von Komposten unterschiedlicher Herkunft mit PCB, Chlorphenolen und Chlorbenzolen liegen bei Pflanzenabfallkomposten für PCB im Bereich von $0.1 - 0.5 \text{ mg/kg m}_T$, bei Chlorbenzolen und Chlorphenolen zwischen $5 - 50 \text{ µg/kg}$ bzw. $6 - 76 \text{ µg/kg m}_T$. Komposte aus Bioabfall sind in ähnlicher Größenordnung belastet.

Untersuchungen zur Belastung mit Dioxinen/Furanen dieser Anlagen belegen, daß die Pflanzenabfallkomposte und Bioabfallkomposte zwischen $4 - 29 \text{ ng TE/kg m}_T$ belastet sind.

Für Biokomposte bestehen Bestrebungen Grenzwerte für relevante Schadstoffe festzulegen. So z.B. für Dioxine, wo in Baden-Württemberg ein Grenzwert von 17 ng TE/kg m_T , einschließlich eines Analysenfehlers von 30 % eingeführt wird.

Sowohl für Klärschlämme als auch für Komposte gibt es gute Gründe diese anzuwenden, sofern die wichtigen relevanten Schadstoffe reglementiert werden. Dies bewirkt:

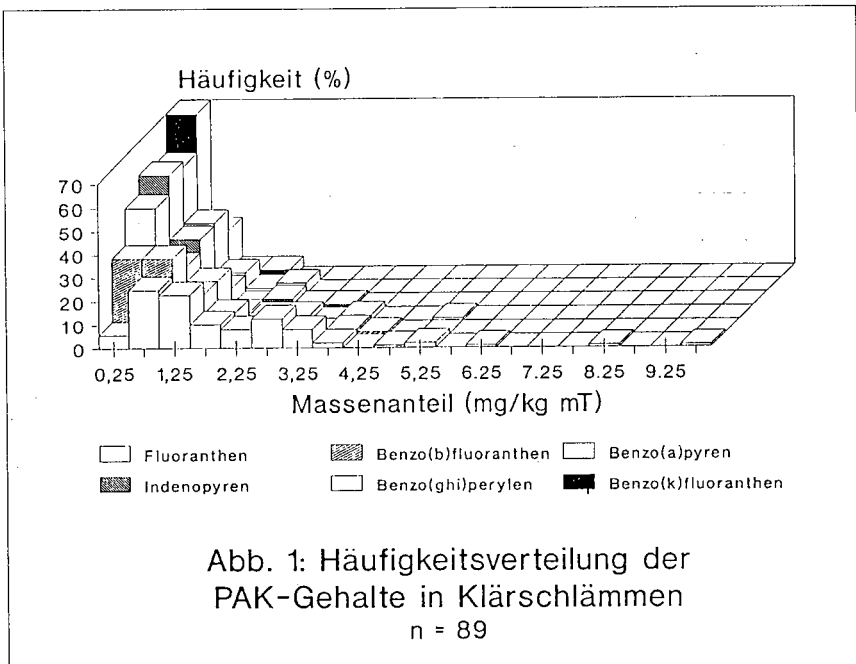
1. einen langfristigen Schutz unserer Böden
2. eine Reduktion des Schadstoffeintrages
3. eine indirekte Wirkung auf Maßnahmen der Abwasserreinigung
4. eine indirekte Wirkung auf die Abfallwirtschaft u. -verwertung
5. geringere Spurenbelastungen in den Nutzpflanzen
6. verstärkte Zustimmung beim Einsatz organischer Reststoffe in Landwirtschaft, Landschafts- und Gartenbau, sowie im Haus- und Kleingarten
7. Schonung von Torfresourcen und natürlichen Bodenmaterialien
8. eine Verbesserung der Humusversorgung der Böden

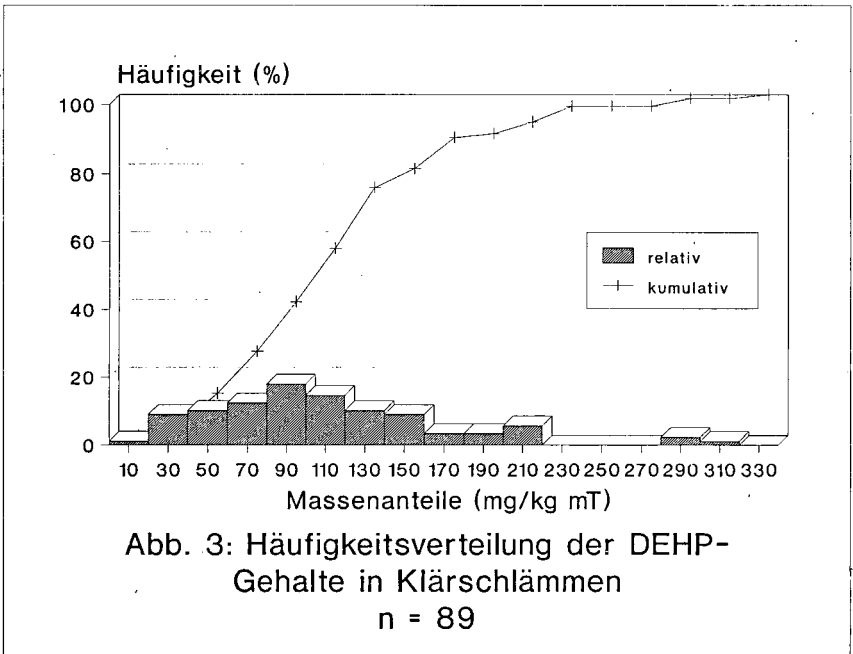
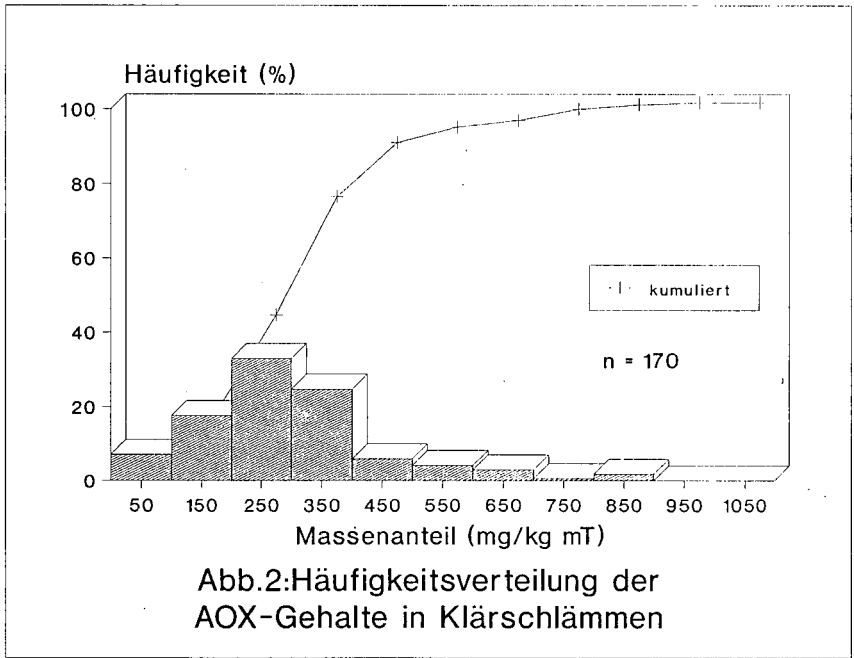
9. eine Verbesserung der Nährstoffversorgung der Böden
10. eine Bildung regionaler Stoffkreisläufe

Beim Klärschlamm muß geprüft werden, ob Grenzwerte auch für Tenside, so z.B. das LAS, sowie für PAK und Phthalate eingeführt werden sollen. Bei den Komposten sind diese Stoffe kaum zu erwarten, jedoch muß hier mit persistenten Pflanzenschutzmitteln gerechnet werden. Eine Grenzwertbelegung sollte zum Ziel haben, die Einträge in Böden von deren Filter- und Puffereigenschaften abhängig zu machen und weitere Anreicherungen nur in Abhängigkeit von der Nutzung zu gestatten. Die Bewertung unterschiedlicher Belastbarkeit von Böden durch organische Schadstoffe aus organischen Reststoffen sieht für empfindliche Böden nach einem von Blume und Litz entwickelten Verfahren eine Halbierung der Aufwandmengen für Klärschlämme vor (Litz, Blume 1992). Von Seiten des Bodenschutzes wären Reglementierungen wünschenswert, auch wenn sie sich nicht aus einer ausschließlich humantoxikologisch begründbaren Grundlage herleiten lassen.

Literaturliste

Leschber, R., Mergler-Völkj, R., Zimmermann, U. Litz N. (1992): Untersuchung von relevanten organischen Schadstoffen im Klärschlamm. Forschungsvorh. Nr. 10303521, Umweltbundesamt
Litz, N., Blume, H.-P. (1992): System for predicting the vulnerability of soils to organic chemicals. International Symposium on environmental contamination in central and eastern Europe. October 12 - 16, 1992, Budapest, Symposium Proceedings 835 -843
McLachlan, M. S., Reisinger, M (1990): Der Einfluß der Klärschlammdüngung auf die Konzentration organischer Schadstoffe in Böden. VDI-Bericht Nr. 837, 475-487
Merkel, D., Matter, Y. (1994): Klärschlammuntersuchungen aus Niedersachsen. II. Untersuchung chlorierter Kohlenwasserstoffe 1990 - 1991. Korrespondenz Abwasser 1, 76 - 81
Poletschny, H. (1993): Sollte Klärschlamm landwirtschaftlich verwendet werden? Wasser Abwasser Praxis 3, 214 - 216
Kunmer, V. (1992): Maßnahmen zur Emissionsminderung biologischer Behandlungsanlagen. In: Biologische Verfahren zur Abfall/Reststoffverwertung. LWA-Materialien 1/92, Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen





Langzeitwirkungen über den Einfluß einer gestaffelten Mineraldüngung auf den Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser bei unterschiedlichen Standort- und Nutzungsbedingungen - Lysimeterversuchsergebnisse von 1985 - 1993

von

Meissner, R. und H. Rupp*

1.) Einleitung

Seit mehreren Jahren wurde in Deutschland ein Anstieg der Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser festgestellt, der sich vielerorts in einer Überschreitung des Richt- bzw. Grenzwertes für Nitrat (von 25 bzw. 50 mg/l) im Trinkwasser manifestierte. So ist nach HAMM (1993) der entscheidende, für die Landwirtschaft im Sinne des Gewässerschutzes relevante, Problembereich die Anreicherung von Nitrat im Grundwasser und der Schutz des Trinkwassers. Die flächendeckende Anwendung der von GÄTH und WOHLRAB (1992) für Wasserschutzgebiete entwickelten Reduzierungsstrategien (unter Berücksichtigung des standort- und nutzungsspezifischen Verlagerungsrisikos) kann als wirksame Maßnahme für eine generelle Verminderung der Gewässerbelastung angesehen werden. Andere Autoren (u.a. NORMANN- SCHMIDT, 1993) favorisieren eine N-Düngung im suboptimalen Bereich als effektive Grundwasserschutzmaßnahme.

Zur Aufklärung der Zusammenhänge zwischen dem Niveau der mineralischen Düngung und dem sickerwassergebundenen Nährstoffaustrag unter verschiedenen Bodenarten wurde 1985 ein kombinierter mehrfaktorieller Lysimeterversuch mit den Teilgliedern

- Mineraldüngung
- Nutzung
- Bodenart

angelegt.

Das Ziel des Versuches bestand in der Prüfung der von differenzierten landwirtschaftlichen Nutzungssystemen (Ackerland / Grasland) bei abgestufter Düngungsintensität ausgehenden Wirkungen auf Sickerwassermenge, Sickerwasserqualität und Ertrag.

2.) Material und Methoden

Die auf der heutigen GKSS- Lysimeterstation in Falkenberg (Sachsen- Anhalt) durchgeführten Untersuchungen wurden an 24 Vollmantellysimetern mit einer Oberfläche von 1 m² und einer gesamten Tiefe von 1,25 m vorgenommen. Die verwendeten Lysimetergefäße sind mit den für land-

*) GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Institut für Gewässerforschung Magdeburg, Heydeckstr. 9, D - 39104 Magdeburg

wirtschaftlich genutzte Standorte der neuen Bundesländer repräsentativen Bodenarten lehmiger Sand (IS), Sand (S), Lehm (L) und Löß (Lö) 1982 weitgehend profilgerecht befüllt worden (MEISSNER u.a., 1991).

Die in Tabelle 1 angegebenen Mineraldüngeraufwandmengen (Stickstoff- N; Phosphor- P; Kalium- K) wurden in Anlehnung an die Empfehlungen der in der früheren DDR gültigen EDV- gestützten Düngungsberatungssysteme DS 79 bzw. DS 87 (100 % Variante) bemessen. Durch Zu- und Abschläge von jeweils 50 % der für die zum Anbau gelangenden Fruchtart empfohlenen Gabenhöhen erfolgte eine Variation des Mineraldüngeraufwandes.

Tabelle 1 Im Versuchszeitraum applizierte Mineraldüngermengen

Zeitraum	Fruchtart	Düngungsstufe 100 %		
		N	P	K
(kg/ha)				
Grasland				
1985 - 1990	Gras	240	40	100
1991 - 1993	Gras	280	40	170

Ackerland				
1985 - 1986	Klee gras	-	20	80
1986 - 1987	Winter Weizen	70	20	80
1987 - 1988	Winter Gerste	80	20	80
1988 - 1989	Hafer/Untersaat	40	20	80
1989 - 1990	Klee gras	-	20	80
1990 - 1991	Winter Weizen	130	25	110
1991 - 1992	Winter Gerste	170	25	130
1992 - 1993	Hafer/Untersaat	90	25	100

Die Lysimeter wurden in Form einer Acker- (Getreide- Feldfutter- Fruchtfolge) und einer intensiven Graslandnutzung mit pflanzenphysiologisch bedarfsgerechter Berechnung (gemäß den Empfehlungen des computergestützten Berechnungsberatungssystems IBSB II der ehemaligen DDR) bewirtschaftet.

Zur Gewährleistung einer ausreichenden Konsolidierungszeit der Lysimeterfüllböden erstreckte sich die Auswertung der Versuchsergebnisse auf den Zeitraum von Mai 1985 - April 1993.

Varianzanalytisch geprüft wurde der Einfluß der Düngungsstufe, der Bodenart, der Nutzungsform sowie der Wechselwirkung der Einzelfaktoren hinsichtlich des Stickstoffaustrages.

3.) Ergebnisse

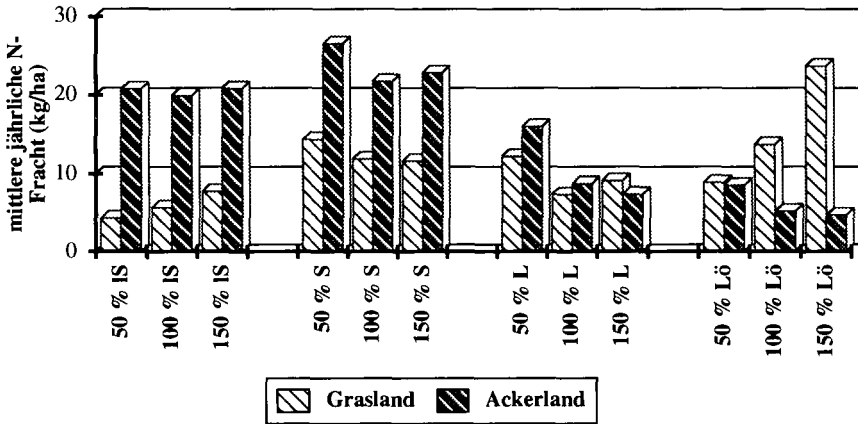
Die Ergebnisse der varianzanalytischen Verrechnung der N- Austräge (Austragssumme der anorganischen Stickstoffbindungsformen NO_3^- - N, NO_2^- - N und NH_4^+ - N) sind Abbildung 1 zu entnehmen.

Signifikante Differenzierungen des N- Austrages konnten für die Hauptwirkungen Bodenart, Nutzung und Mineraldüngung nicht belegt werden. Die Wechselwirkung zwischen Bodenart und Nutzung wies dagegen statistisch gesicherte Unterschiede auf. So traten erwartungsgemäß die ge-

ringsten N- Verluste von durchschnittlich 6 kg N/ha.a⁻¹ bei der Bodenart IS unter Graslandnutzung und die höchsten von 25 kg N/ha.a⁻¹ bei der Bodenart S mit Ackernutzung auf.

WALTHER u.a. (1985) wiesen auf einen mit der mineralischen N- Düngung steigenden N-Austrag hin. Diese Aussage konnte anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse nicht bestätigt werden, da im Mittel der Nutzungsrichtungen nur bei den Bodenarten IS und LÖ die geringsten N- Austräge bei der Düngungsstufe 50 % auftraten. Eine Reduzierung der N- Düngung um 50 % war dementsprechend nicht automatisch mit sinkenden N- Austrägen verknüpft.

Abb. 1 Mittlerer jährlicher N- Austrag aus 8 Versuchsjahren in Abhängigkeit von Bodenart, Düngungsstufe und Nutzung



Die aus wasserwirtschaftlicher Sicht besonders relevanten N- Konzentrationen der Perkolate wiesen weitere Differenzierungen auf. So zeigte der Vergleich der über den Versuchszeitraum berechneten mittleren N- Monatskonzentrationen bei Ackernutzung bei den Bodenarten IS und S N- Konzentrationsmaxima in der Düngungsstufe 50 %, die beim IS mit bis zu 290 mg NO₃/l deutlich über dem Nitratgrenzwert für Trinkwasser lagen. Auch bei der Graslandnutzung der Bodenart S war das Konzentrationsmaximum bei der um 50 % reduzierten Düngung zu verzeichnen. Bei den Bodenarten L und LÖ, die sich durch einen höheren Feinanteil auszeichnen, wies sowohl bei Acker- als auch bei Grünlandnutzung die mit 150 % gedüngte Variante die N- Konzentrationspitzenwerte auf.

Um die Wirkung einer auf der Grundlage der nutzungsspezifischen Düngungsempfehlungen variierten Mineraldüngung auf den N- Austrag sowie auf die N- Konzentrationen der Perkolate zu verdeutlichen, wurden Relativzahlen (bezogen auf die Düngungsvariante 100 %) abgeleitet (Tab. 2). Trotz fehlender statistischer Sicherung geht daraus hervor, daß sowohl eine Überdüngung als auch eine Unterversorgung mit N- Mineraldüngern in der Regel zu einem Anstieg des sicherwassergebundenen N- Austrages und der mittleren N- Konzentration führte. Bei Graslandnutzung konnte ein deutlich gesteigerter N- Austrag als Folge einer jährlichen Düngergabe von

420 kg/ha (Düngungsstufe 150 %) belegt werden.

Tab. 2 Relative Auswirkungen (Angaben in %) einer variierten Mineraldüngung bei Acker- und Graslandnutzung

Düngungsstufe	Nutzung	N- Austrag (%)	N- Konzentration (%)
50 %	Grasland	103	112
	Ackerland	129	119
100 %	Grasland	100	100
	Ackerland	100	100
150 %	Grasland	167	228
	Ackerland	100	85

4.) Schlußfolgerungen

- Auch bei einer um 50 % reduzierten N- Düngung sind bei den Bodenarten lehmiger Sand und Sand N- Konzentrationsspitzenwerte von bis zu 70 mg N/l nicht auszuschließen.
- Die Reduzierung der Mineraldüngeraufwandmengen um 50 % führt zu keiner signifikanten Absenkung des sickerwassergebundenen N- Austrages.
- Bei Graslandnutzung von lehmigem Sand sind im Vergleich zur Ackernutzung von Sand geringe N- Auswaschungsverluste zu erwarten.
- Eine erhöhte Mineraldüngung (um 50 % gegenüber der als optimal angesehenen Gabe gesteigert) ist als außerordentlich kritisch anzusehen, da besonders bei intensiver Graslandnutzung und zusätzlicher Beregnung mit deutlich erhöhten Stickstoffverlusten zu rechnen ist.
- Der Anteil von Intensivkulturen innerhalb von Fruchtfolgerotationen sollte bei reduzierter Düngung zugunsten traditioneller, standortangepaßter Kulturen zurückgedrängt werden.

Literatur

- GÄTH, S. und B. WOHLRAB : Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Sonderheft der Arbeitsgruppe "Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten". DBG 1992.
- HAMM, A. : Problembereich Nährstoffe aus wasserwirtschaftlicher Sicht. In : Schriftenreihe "agrarspectrum", Band 21: Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft, (1993), 11 -21.
- MEISSNER, R. u.a. : Lysimeterversuchsergebnisse über Möglichkeiten zur optimierten wasser- und landwirtschaftlichen Bewirtschaftung von Trinkwasserschutzgebieten. In: Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 35 (1991) 6, 425 - 434.
- NORMANN-SCHMIDT, S.: Auf der Suche nach der umweltgerechten Landwirtschaft, 2. Teil: Die Mineralstofftheorie- Grundlage der konventionellen Landwirtschaft auf dem Prüfstand der Naturwissenschaft. g w f Wasser . Abwasser 134 (1993) 7, 397 - 415.
- WALTHER, W. u.a. : Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzenversuche zur Stickstoffauswaschung bei landbäulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers. In : Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, 1985, Heft 40.

Regenwürmer als Bioindikatoren für die boden- ökologische Wirkung landbaulicher Bodennutzungen

von

Merbach, I.*

1. Einleitung

Mit ihrer Tätigkeit im Boden tragen Regenwürmer zu einer Stabilisierung von Agrarökosystemen bei (BIERI, CUENDET 1989). Intensive landwirtschaftliche Nutzung führt jedoch fast immer zu einer starken Dezimierung des Regenwurmbesatzes (BAUCHENSS, HERR 1986; ROVIRA et al. 1987). Es bietet sich daher an, Regenwürmer als Bioindikatoren zu nutzen, um die bodenökologische Wirkung verschiedener Landbausysteme aufzuzeigen. Dies wurde anhand eines Maismonokulturversuches mit differenzierter Bodenbearbeitung und Unkrautbewirtschaftung geprüft.

2. Material und Methoden

Versuchsstandort: Versuchsfeld Bad Lauchstädt des UFZ Leipzig-Halle; Mitteldeutsches Trockengebiet, südwestlich von Halle, 480 mm Niederschlag, 8,6 °C; Löß-Schwarzerde
Prüfglieder

H/DS - Direktsaat, Herbizid (6 l/ha Gardoprim ((Terbuthylazin)) im NA)

U/DS - Direktsaat, unbehandelt (ohne Unkrautbekämpfung)

M/DS - Direktsaat, mechanische Unkrautbekämpfung (flaches Fräsen vor der Aussaat, Handhacke während der Vegetationsperiode)

H/P - Pflügen, Herbizid (6 l/ha Gardoprim ((Terbuthylazin)) im NA)

U/P - Pflügen, unbehandelt (ohne Unkrautbekämpfung)

M/P - Pflügen, mechanische Unkrautbekämpfung (flaches Fräsen vor der Aussaat, Handhacke während der Vegetationsperiode)

Methoden zur Regenwurmextraktion

1. Handauslese kombiniert mit Naßsiebung: seit Herbst 1991 jeweils im Frühjahr und Herbst, 8

Bodenziegel pro Prüfglied und Termin (Größe: 18 cm x 18 cm x 20 cm), Absieben im Labor

2. Formalinmethode: im Herbst 1992 und 1993, 10 Parallelen pro Prüfglied, Probenahmefläche 0,25 m², 2 x 5 l 0,2 %ige Formalinlösung.

Alle Würmer wurden lebend mit der Glasröhrchenmethode (THIELEMANN 1986) nach Gattung, Art und Entwicklungsstadium bestimmt und gewogen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Der Regenwurmbesatz und das Lebendgewicht waren im Versuch verglichen mit Literaturangaben (DUNGER 1983) insgesamt sehr gering. Trotzdem wiesen die Direktsaatvarianten in Übereinstimmung mit GERARD und HAY (1979) wesentlich höhere Werte als die Pflugvarianten auf (Abb. 1, 2). Die geringen Unterschiede zwischen H/DS und U/DS zeigen, daß Bodenruhe der entscheidende Faktor für die Regenwürmer ist (Abb. 1). Der gleiche Besatz auf H/P und U/P beweist, daß auch mit einem guten Nahrungsangebot (Unkraut) bei fehlender Bodenruhe keine zusätzlichen Effekte erzielt werden können. Die niedrige Abundanz in den Varianten M/DS und

* Ines Merbach, UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Hallesche Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt

U/P spiegelt vor allem die aggressive Wirkung der Fräse wider, die u.a. auch von ROVIRA et al. (1987) beschrieben wird. In der Tendenz kam es seit Oktober 1991 bei allen Varianten zu einem Anstieg des Regenwurmbesatzes. Die starke Trockenheit im Frühjahr 1993 führte jedoch zu einer Stagnation bzw. zu einem Rückgang. Die Variante U/DS zeigt aber, daß ungünstige Witterungsbedingungen auch etwas abgepuffert werden können (Abb. 2). Durch die ungünstige Witterung verzögerte sich die positive Wirkung der Flächenstilllegung. Im Herbst 1993 kam es jedoch auf allen Parzellen zu einem starken Anstieg des Regenwurmbesatzes (Abb. 1). Dieser Effekt trat auch beim Lebendgewicht auf (Abb. 2) und wird mit zeitlicher Verzögerung wahrscheinlich noch stärker zum Ausdruck kommen.

Ein Jahr nach der Flächenstilllegung (10/93) bestanden keine Unterschiede mehr im Regenwurmbesatz zwischen den früheren Direktsaat- und Pflugvarianten. Bei ausschließlicher Betrachtung der Gesamtzahl scheint also 1 Jahr Brache mit Selbstbegrünung für die Regeneration der Lumbricidenpopulation dieses Standortes auszureichen (Abb. 3).

Die Ergebnisse der Formalinmethode weisen jedoch eine stärkere Differenzierung aus (Abb. 3, 4). Mit dieser Methode wird ein anderes Artenspektrum erfaßt. Der Anteil von *Lumbricus terrestris* (der zweithäufigsten Art nach *Allolobophora rosea* auf diesem Standort) an der Gesamtzahl war hier im allgemeinen höher als bei der Handauslese. Abb. 3 zeigt auf den ehemaligen Direktsaatvarianten einen wesentlich höheren Besatz an *L. terrestris* als auf den früheren Pflugvarianten. Die klare Überlegenheit der früheren Direktsaatvarianten H/DS und U/DS kommt beim Lebendgewicht noch wesentlich stärker zum Ausdruck (Abb. 4).

Das beweist, daß *L. terrestris* auch 1 Jahr nach der Flächenstilllegung unter den Nachwirkungen der mechanischen Eingriffe leidet und zum Aufbau einer neuen Population größere Zeiträume erforderlich sind.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

1. Auch bei einem relativ niedrigen Besatzniveau eignen sich Lumbriciden als Bioindikatoren, um die komplexe Wirkung verschiedener Intensitätsstufen auf den Boden aufzuzeigen.
2. Alle mechanischen Eingriffe (Pflügen, Fräsen) führten zu einer starken Dezimierung von Abundanz und Lebendgewicht der Regenwürmer. Bodenruhe ist von ausschlaggebender Bedeutung für den Regenwurmbesatz.
3. Ein verbessertes Nahrungsangebot ist von sekundärer Bedeutung. Ist die Bedingung Bodenruhe erfüllt, trägt es zu einer kontinuierlichen Entwicklung von Abundanz und Lebendgewicht im Verlauf der Jahre bei.
4. Nach der Flächenstilllegung kam es zu einem starken Anstieg von Abundanz und Lebendgewicht und zu einer Nivellierung der Unterschiede zwischen den ehemaligen Intensitätsstufen. Ein Brachejahr reicht für die Regeneration des Lumbricidenbesatzes dennoch nicht aus. Die Nachwirkungen mechanischer Eingriffe zeigen sich insbesondere bei *L. terrestris* noch länger.

5. Literatur

- BAUCHHENSS, J.; HERR, S. (1986): Vergleichende Untersuchungen der Individuendichte, Biomasse, Artendichte und Diversität von Regenwurmpopulationen auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Flächen. Bayer. Lw. Jb. 63, 1002-1012.
- BIERI, M.; CUENDET, G. (1989): Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. Schweiz. Landw. Fo. 28, 81-96.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden, Ziemsen Verlag Wittenberg.
- GERARD, B. M.; HAY, R.K.M. (1979): The effect on earthworms of ploughing, tined cultivation, direct drilling and nitrogen in an barley monoculture system. J. Agric. Sci. 93, 147-155.
- ROVIRA, A.D.; SMETTEM, K.R.J.; LEE, K.E. (1987): Effect of rotation and conservation tillage on earthworms in a red-brown earth under wheat. Aust. J. Agric. Res. 38, 829-834.
- THIELEMANN, U. (1986): Glasröhrchenmethode zur Lebendbestimmung von Regenwürmern. Pedobiologia 29, 341-343.

6. Dank

Die Autorin dankt der DFG für die finanzielle Unterstützung des Forschungsvorhabens.

Abb. 1: Abundanz der Regenwürmer (Handauslese) in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung (nach der Maisernte 1992 Brache mit Selbstbegrünung)

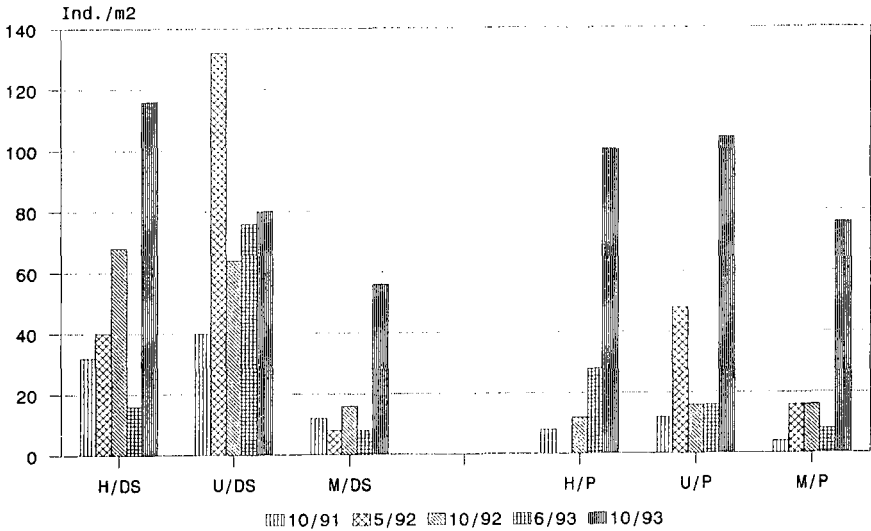


Abb. 2: Lebendgewicht der Regenwürmer (Handauslese) in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung (nach der Maisernte 1992 Brache mit Selbstbegrünung)

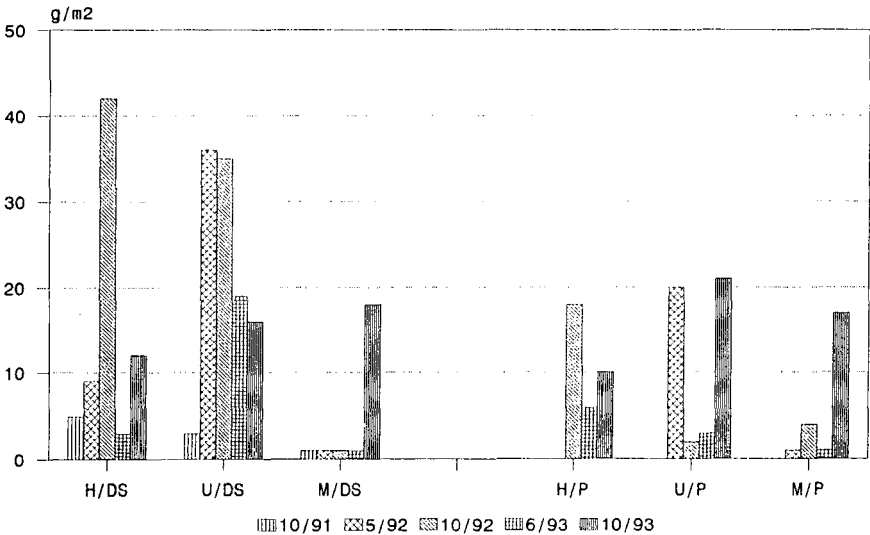


Abb. 3: Anzahl der Regenwürmer/m² insgesamt und von *L. terrestris* in Abhängigkeit von der Extraktionsmethode und der Bewirtschaftung vor und 1 Jahr nach der Flächenstilllegung

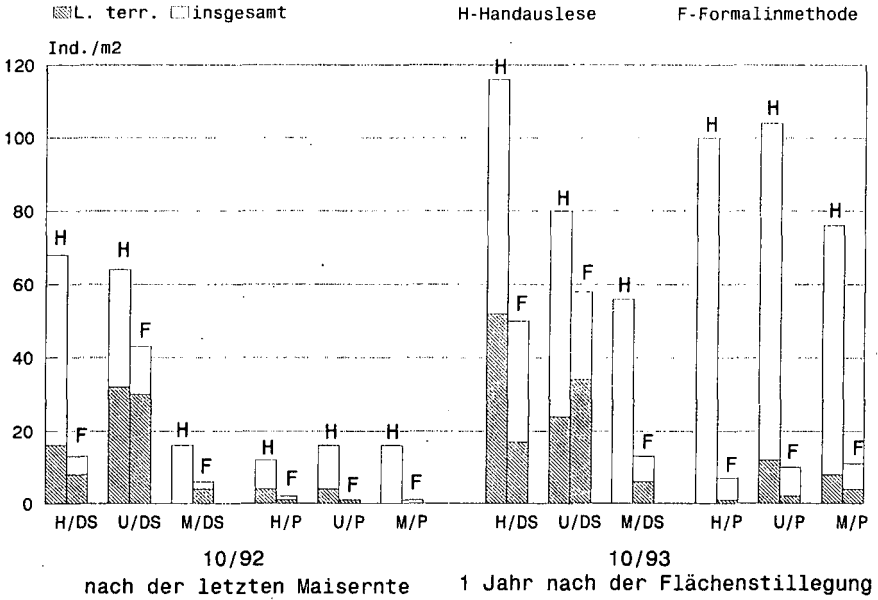
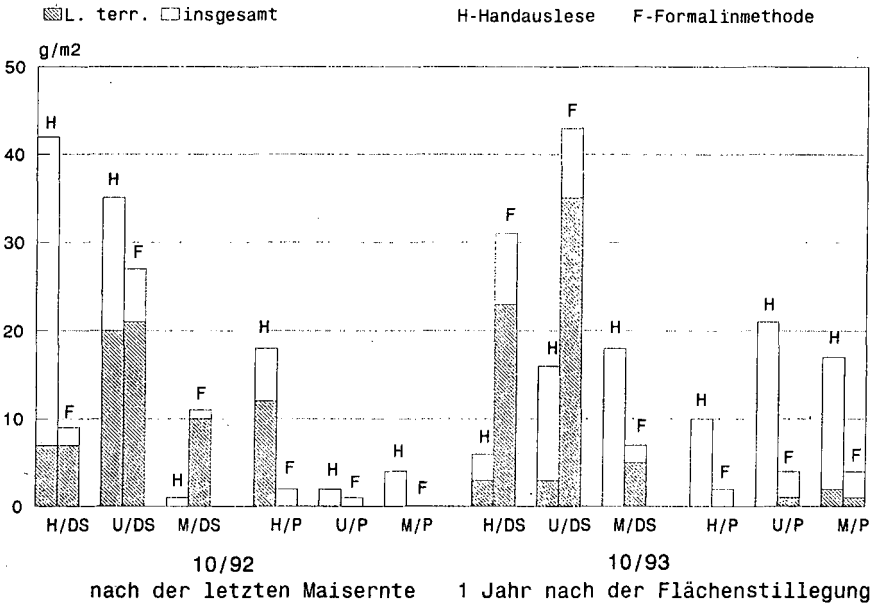


Abb. 4: Lebendgewicht der Regenwürmer/m² insgesamt und von *L. terrestris* in Abhängigkeit von der Extraktionsmethode und der Bewirtschaftung vor u. 1 Jahr nach der Flächenstilllegung



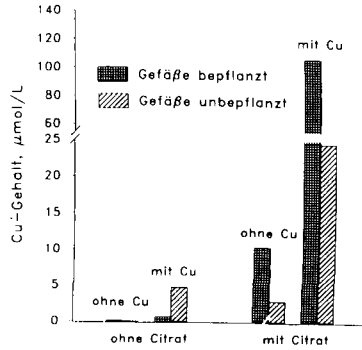


Abb. 1: Cu-Gehalte in der Bodenlösung von bepflanzten und unbepflanzten Gefäßen in Abhängigkeit von der Cu- und Citratzugabe

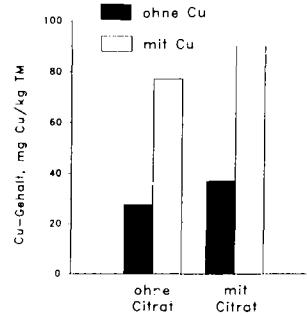


Abb. 2: Cu-Gehalt in den Wurzeln von Weidelgras bei Zusatz von Kupfer und Citrat

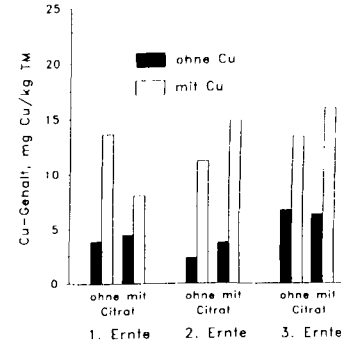


Abb. 3: Cu-Gehalte im Sproß von Weidelgras ohne und mit Cu-Düngung im Zeitverlauf

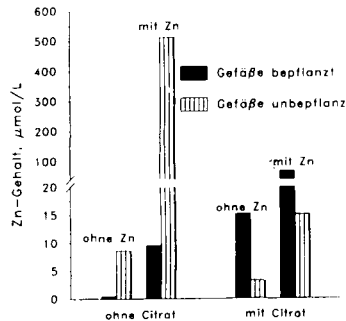


Abb. 4: Zn-Gehalte in der Bodenlösung von bepflanzten und unbepflanzten Gefäßen in Abhängigkeit von der Zn- und Citratzugabe

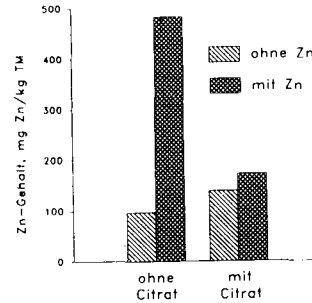


Abb. 5: Zn-Gehalt in den Wurzeln von Weidelgras bei Zusatz von Zink und Citrat

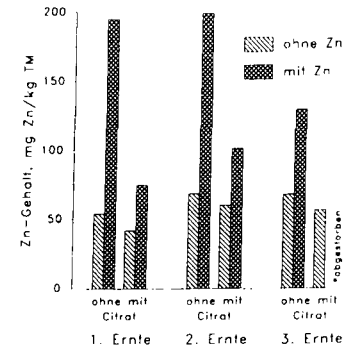


Abb. 5: Zn-Gehalte im Sproß von Weidelgras

Die im Vergleich zu den Varianten ohne Citratzusatz erhöhten Konzentrationen beider Metalle in der Bodenlösung führte bei Zn nicht zu höheren Gehalten in Wurzel und Sproß.

Mehrere Hypothesen für das unterschiedliche Verhalten von Cu und Zn in der Bodenlösung und deren Aufnahme in die Pflanze kommen in Frage:

- Gramineen scheiden bei Fe-Mangel Phytosiderophore aus. Diese Substanzen bilden aber auch mit Zn und Cu stabile Komplexe, wobei die Cu-Komplexe eine höhere Stabilität aufweisen. Dies führt zu einem Anstieg der Konzentration von Cu-Komplexen gegenüber Zn-Komplexen in der Bodenlösung und könnte zu einer höheren Cu-Aufnahme in die Pflanze führen.
- Ausschlußmechanismen der Pflanzenwurzeln ermöglichen eine selektive Aufnahme von Cu- und Zn-Spezies.
- Citratzusatz führt eventuell zu veränderter Zn^{2+} -Aktivität im Gegensatz zu Cu^{2+} , was zu einer verminderten Zn-Aufnahme führen kann.

Der Citratzusatz wirkt sich unterschiedlich auf die Zn- und Cu-Speziesverteilung in der Bodenlösung aus. Spezierungsuntersuchungen müssen deswegen zur Klärung der beobachteten Unterschiede durchgeführt werden.

Literatur

- Herms, U. und G. Brümmer (1984), Z. Pflanzenernähr. und Bodenk. 147, 400-424
- Martell, A.E. und R.M. Smith (1977), Critical stability constants, Vol 3: Other organic ligands, Pergamon Press.

Ergebnisse

Der pH-Wert wird im Boden bei allen Gefäßen durch den Citratzusatz angehoben. In den bepflanzt Gefäßen wird der pH-Wert zusätzlich durch die Ernährung der Pflanzen mit Ca-Nitrat noch erhöht (Tabelle 1).

Tabelle 1: pH-Werte in der Bodenlösung

	unbepflanzt	bepflanzt
ohne Citrat	4,63	5,98
mit Citrat	6,98	6,78

Die Cu-Gehalte nehmen bei Citratzusatz in der Bodenlösung sowohl im Referenzgefäß als auch in den bepflanzt Gefäßen zu (Abb. 1). Parallel zum Anstieg der Cu-Löslichkeit steigen die Gehalte in Sproß (2. und 3. Ernte) und Wurzel an (Abb. 2 und 3).

Die Zn-Gehalte in der Bodenlösung nehmen zwar bei der Zugabe von Citrat in den Referenzgefäßen ab, in den bepflanzt Gefäßen jedoch zu (Abb. 4). Hier wird der Zn-Gehalt in Wurzel und Sproß nicht durch die Konzentration von Zn in der Bodenlösung bestimmt. Im Sproß und besonders in den Wurzeln nehmen die Gehalte trotz höherer Konzentration in der Bodenlösung bei Citratzusatz deutlich ab (Abb. 5 und 6).

Diskussion:

Betrachtet man pH-Werte, Bodenlösungskonzentrationen und Gehalte von Cu und Zn in Wurzeln und Sprossen, so wird deutlich, daß der Citratzusatz die Protonenaktivität sowie das Sorptions- und Lösungsverhalten von Cu und Zn und deren Aufnahme in die Pflanze unterschiedlich beeinflußt.

Der Zusatz von Citrat führte in den unbepflanzt sowie bepflanzt Gefäßen zu einem pH-Anstieg, was auf den Austausch von Hydroxylgruppen durch Citrat an den Fe/Al-OH-Gruppen zurückzuführen ist. Die Ernährung mit $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ führt zusätzlich in den bepflanzt Gefäßen ohne Citratzusatz zu einer Alkalisierung des Wurzelraumes.

Vergleicht man die Bodenlösungskonzentration von Cu und Zn bei Citratzusatz, so wird deutlich, daß in den unbepflanzt Gefäßen die Zn-Konzentration im Vergleich zur Cu-Konzentration stark abnimmt. Als Hauptursache kommt das unterschiedliche Adsorptionsverhalten von Cu und Zn im pH-Bereich von 4.5 bis 7 in Frage (HERMS UND BRÜMMER, 1984)

In den bepflanzt Gefäßen führte der Zusatz von Citrat zu höheren Cu- und Zn-Konzentrationen in der Bodenlösung, was auf die erhöhte Löslichkeit von Huminstoffen und den daran gebundenen Metallionen zurückzuführen ist (hier nicht dargestellt). Im Fall des Zinks wird in den unbepflanzt Gefäßen die Huminstofflöslichkeit und der an die Huminstoffe gebundenen Zn-Ionen scheinbar durch die hohe Zn-Adsorption bei den gegebenen pH-Werten kompensiert.

Der Citratzusatz führt in den bepflanzt Gefäßen auch zur Bildung verschiedener Cu- bzw. Zn-Citratkomplexe (M-L, M-H-L, M-H₂-L) (MARTELL und SMITH, 1977), und erhöht ebenfalls die Löslichkeit beider Metalle.

Einfluß von Citronensäure auf die Löslichkeit und die Aufnahme von Cu und Zn durch Weidelgras

von

Meyer, U., J. Gerke und W. Römer

Als Reaktion auf ein niedriges P-Angebot führt die Wurzelabscheidung von mehrbasigen organischen Säuren bei einigen Pflanzenarten (z.B. Weiße Lupine, Rotklee) zu einer erhöhten P-Löslichkeit und P-Aufnahme. Gleichzeitig wird Fe und Al mobilisiert. In schwermetallbelasteten Böden könnten durch diese Prozesse auch Schwermetalle z.B. Cu und Zn verstärkt mobilisiert und aufgenommen werden.

Im dargestellten Versuch wurde untersucht, ob durch Citronensäure auch die Zn- und Cu-Löslichkeit, sowie deren Aufnahme in die Pflanze beeinflusst wird.

Material und Methoden

Für den Gefäßversuch mit Mitscherlich-Gefäßen wurde ein humoser Sandboden (Ton und Schluff: 10%; Sand: 90%; pH(CaCl₂): 5.2; C_{org}: 3.3%) verwendet. Pro Gefäß wurden jeweils 6 kg lufttrockener Boden mit einer NPK Grunddüngung sowie je nach Variante (s.u.) mit ZnCl₂ (147 mg Zn/kg Boden) oder CuCl₂ (67 mg Cu/kg Boden) und Natriumcitrat (20 µmol/g Boden) versetzt und 4 Wochen inkubiert.

Varianten:

- I: Ohne Zusatz von Metallen und Na-Citrat
- II: Zusatz von Zn oder Cu
- III: Ohne Zusatz von Metallen mit Na-Citrat
- IV: Zusatz von Zn oder Cu und Na-Citrat

Danach wurde in die Gefäße Weidelgras eingesät. Unbepflanzte Gefäße dienten als Referenzgefäße für die Bodenuntersuchungen. Nach 4, 8 und 16 Wochen Wachstumszeit wurden die Sprosse, nach 16 Wochen auch die Wurzeln geerntet und deren Zn- und Cu-Gehalte (Druckaufschluß mit HNO₃ bei 176°C) bestimmt. Zu jedem Erntezeitpunkt wurde die Verdrängungsbodenlösung aus den bepflanzten Gefäßen sowie den Referenzgefäßen gewonnen und der pH-Wert sowie die Schwermetallkonzentrationen ermittelt.

Institut für Agrikulturchemie,
von Siebold-Str. 6, 37085 Göttingen

Literatur

- DUXBURY, J.M., BOULDIN, D.M., TERRY, R.E., TATE, R.L. (1982): Emissions of nitrous oxide from soils. *Nature* 298, 462 - 464
- GOODROAD, L.L. & KEENEY, D.R. (1984): Nitrous oxide emission from forest, marsh, and prairie ecosystems. *J. Environ. Qual.* 13, 448 - 452
- HUTCHINSON, G.L. & MOSIER, A.R. (1981): Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide flux. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 311 - 316
- KÄDING, H., KREIL, W., LEIPNITZ, W. (1991): 30 Jahre N-Düngung auf Niedermoor. *Mitt. d. Gesellschaft f. Pflanzenbauwiss.* 4, 131 - 134
- MALTBY, E. & IMMIRZI, P. (1993): Carbon dynamics in peatland and other wetland soils - regional and global perspectives. *Chemosphere*, 27, 999 - 1023
- SCHEFFER, B. (1977): Zur Frage der Stickstoffumsetzungen in Niedermoorböden. *Landwirtsch. Forschung, Kongreßband 1976*, 33, 20 - 28
- SEILER, W. & CONRAD, R. (1982): Field measurements of natural and fertilizer-induced N₂O-release rates from soils. *J. Air Pollut. Control. Assoc.* 31, 767 - 772
- SUCCOW, M. (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Gustav Fischer Verlag Jena
- SUCCOW, M. & JESCHKE, L. (1986): *Moore in der Landschaft*. Urania Verlag Leipzig
- TERRY, R.E. & TATE, R.L. (1980): Denitrification as a pathway for nitrate removal from organic soils. *Soil Science* 129, 162 - 166

3. Lachgasemissionen von Niedermooren

Als Ursache dafür wären (neben N-Reimmobilisation) vor allem gasförmige N-Verluste denkbar. Die wenigen (meist aus den USA stammenden) Literaturbefunde weisen für Niedermoore hohe, aber in weiten Grenzen schwankende Werte sowohl für die potentielle N_2 - und N_2O -Freisetzung (TERRY u. TATE 1980: $16-66 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*d}^{-1}$) als auch für die aktuelle N_2O -Freisetzung ($0,1$ bis $16,5 \text{ kg N}_2\text{O-N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$; DUXBURY et al. 1982, GOODBROAD u. KEENEY 1984; zum Vergleich $0,1-0,3 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ in Forsten: SEILER und CONRAD 1982) aus. Bei einem mittleren Ansatz von $4 \text{ kg N}_2\text{O-N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ und 5 Milli. ha Moorfläche ließe sich mit $2 \text{ Tg N}_2\text{O-N*}^{-1}$ in Anbetracht der **Klimarelevanz des Lachgases global** durchaus eine **ökologische Brisanz** postulieren. Verlässliche Aussagen sind aber derzeit nicht möglich, da für die meisten Niedermoore entweder gar keine oder keine flächenmäßigen Meßwerte über Höhe, zeitliche und räumliche Verteilung der N_2O -Freisetzung (und erst recht der N_2 -Freisetzung) bzw. deren Beeinflussung durch Bewirtschaftungsfaktoren vorliegen. Dies gilt besonders für die nordostdeutschen Niedermoore. Gerade hier werden aber in Anbetracht des schnellen Strukturwandels im Agrarbereich (Nutzungseinstellung, Extensivierung, Renaturierung) entsprechende Daten dringend benötigt. Es wurde deshalb ein Versuchsprogramm zur N_2O -Freisetzung in dieser Region begonnen, über dessen erste Ergebnisse nachfolgend berichtet wird.

4. Stickstoff- und Wassereinfluß auf die N_2O -Emission

4.1. Standorte und Methoden

Die vorzustellenden Freilandmessungen erfolgten an 2 Standorten Brandenburgs: Im Rhin-Havel-Luch (N-Auslagerungsversuch Paulinenaue), einem der größten flachgründigen Niedermoore Deutschlands, wurde der Einfluß der **N-Düngung** ($3*40 \text{ kg N-ha}^{-1}$) auf die N_2O -Freisetzung im Vgl. zu einer ungedüngten Kontrolle untersucht. In der Gummitzniederung bei Müncheberg (teilentwässertes Erlenbruchwald) war die Auswirkung unterschiedlicher Grundwasserstände (60 cm unter der Geländeoberfläche = entwässert; zwischen $2-40 \text{ cm}$ schwankender Grundwasserstand = naturmah) zu prüfen. In Anlehnung an HUTCHINSON und MOSIER (1981) erfolgte die Entnahme der Gasproben aus Gassammelhauben und die N_2O -Messung gaschromatographisch (Porapak, WLD).

4.2. Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Unabhängig von der Jahreszeit wurden beträchtliche, jedoch stark schwankende N_2O -Mengen (um $15 \text{ g N}_2\text{O*N*g}^{-1}\text{*a}^{-1}$) freigesetzt (Abb. 1 und 2). N-Gaben führten kurzzeitig zu teilweise massiven Erhöhungen der N_2O -Emission (Abb. 1). Ansteigender Grundwasserpegel verminderte die N_2O -Freisetzung stark (Abb. 2).

Jedoch reichen die bisher vorliegenden (meist punktförmigen) Daten nicht zur Prognose der Folgen der durch den Strukturwandel zu erwartenden Nutzungsänderungen aus. Es sind daher weitere Untersuchungen zur Höhe, räumlichen und zeitlichen Verteilung sowie Beeinflussbarkeit der N_2O - (und N_2 -)Emissionen auf Niedermooren nötig, die insbesondere die Transformation von punktförmigen Messungen zu flächenmäßigen Aussagen im Auge haben müssen. Sie sollten durch vollständige N-Bilanzen (^{15}N -Einsatz) ergänzt werden.

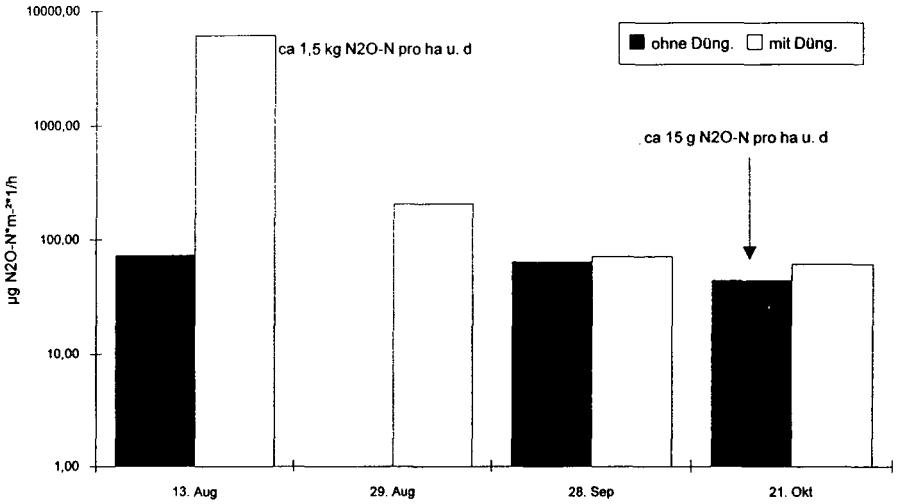


Abb. 1: Einfluß einer Mineral-N-Düngung ($3 \cdot 40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) auf die N_2O -Freisetzung eines Niedermoorbodens (Rhin-Havel-Luch: Paulinenaue: 60-jährige Grasnarbe, N-Aushagerungsversuch seit 30 Jahren, Mittel aus 4 Wiederholungen)

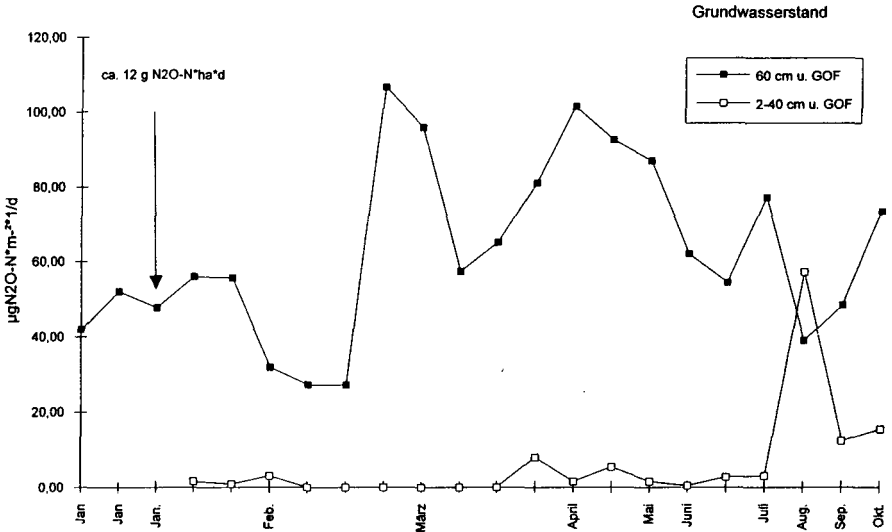


Abb. 2: N_2O -Freisetzung aus einem naturnahen Niedermoor (teilentwässerter Erlenbruchwald: Gumnitz bei Müchberg, Mittelwerte aus 3 Messungen, GOF = Geländeoberfläche)

Einfluß von N-Düngung und Wasserregime auf die Lachgasfreisetzung degradierter Niedermoorböden Nordostdeutschlands

von

Merbach, W.* , J. Augustin* und H. Käding**

1. Einführung

Von den weltweit etwa 5 Mill km² Moorgebieten entfallen etwa ein Zehntel auf (vor allem das nördliche) Europa (SUCCOW u. JESCHKE 1988). In Deutschland gibt es ca. 1,5 Mio. ha Moore. Davon sind ungefähr 1 Mill. ha Niedermoore, wovon 425 000 ha in den neuen Bundesländern, vornehmlich in Nordostdeutschland (Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern), liegen (SUCCOW 1988). Naturnahe bzw. naturbelassene Moore zeichnen sich im Vergleich zu anderen terrestrischen Ökosystemen bekanntlich (infolge hohen Wasserpegels und O₂-Mangels) durch eine drastische Verminderung der Mineralisierung der organischen Substanz aus. Sie haben deshalb eine positive C- (und meist auch) N-Bilanz (MALTBY u. IMMIRZ 1993). Die nordostdeutschen Niedermoore unterscheiden sich von den nordwestdeutschen durch einige Besonderheiten (Lit. bei SUCCOW 1988): Sie besitzen einen geringen Anteil (ca. 3 %) an niederschlagsgespeisten Regenmooren und bestehen überwiegend (etwa zu 85 %) aus Versumpfungs-, Verlandungs- und Durchströmungsmooren, die (bei oft geringen Niederschlägen) in der Regel durch Mineralbodenwasser (geogen) ernährt werden, ein enges C/N-Verhältnis (20/10 : 1) haben und meist N-reich sind (bis 120 t N*ha⁻¹ N-Vorrat). Sie ähneln darin vielen nordosteuropäischen Niedermooren.

2. N-Freisetzung durch Niedermoordegradierung

Große Anteile der Niedermoorflächen Nordostdeutschlands wurden in den letzten 20 bis 30 Jahren einer rigorosen Entwässerung und intensiven (auch ackerbaulichen) Nutzung unterworfen. In vielen Fällen waren rasanter Moorschwind, irreversible Strukturzerstörung (Vermullung), Erosion und Eutrophierung die Folgen. Diese starke Degradierung ging mit einem schnellen Abbau der organischen Substanz und damit einer C- und N-Mobilisierung einher. Dadurch wurden die Niedermoore zu C- und N-Quellen, die (bei Grünlandnutzung) bis zu 1 000 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ freisetzen können (vgl. z. B. SCHEFFER 1977), was die pflanzliche N-Aufnahmekapazität bei weitem übersteigt. In diesem Zusammenhang ergaben Untersuchungen im Rhin-Havel-Luch (Brandenburg) N-Bilanzüberschüsse von 74 bis 384 kg N*ha⁻¹*a⁻¹ (KÄDING et al. 1991)

* Institut für Ökophysiologie der Primärproduktion im Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungs-forschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

** Institut für Grünland- und Moorökologie im Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungs-forschung, Gutshof 7, 14641 Paulinenaue

**Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone -
Ergebnisse von Tiefenbohrungen auf Dauerfeld-
versuchen und auf Praxisflächen**

von

Moritz, C.*, E. Scheller**, U. Koi**, M. Zimmermann*,
U. v. Damitz* und S. Papaja*

Darstellung der Problematik

Das Thema zur Tagung der Kommission IV der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft am 14. und 15. April 1994

Nachhaltige, zukunftsichernde Bodennutzung

ist eine Aufforderung, Bewirtschaftungsfehler aus der Vergangenheit nicht fortzusetzen bzw. neue hinzuzufügen, sondern neue Konzepte einer umweltverträglichen Bodennutzung zu entwickeln.

Eine wesentliche Voraussetzung dazu ist eine "Bestandsaufnahme", also die Feststellung der Belastung mit überschüssigem Stickstoff im Boden. Zahlreiche Veröffentlichungen weisen bereits auf diesen Umstand hin (u.a. MAIDL u. FISCHBECK 1987, ISERMANN, 1988).

Infolge einer in den vergangenen Jahren fast flächendeckenden übersteigerten Düngung kommt es zu einer schlechteren Stickstoffausnutzung. Resultierend daraus ergeben sich Nitratüberschüsse im Oberboden, die in Abhängigkeit von der Durchsickerungsleistung der Böden vertikal verlagert werden.

Ein erheblicher Teil dessen passiert die hydrologische Wasserscheide und kontaminiert das Grundwasser.

Tiefenuntersuchungen des Untergrundes gestatten es, einerseits Aussagen über Art, Umfang und zeitlichen Verlauf der Grundwassereinträge zu treffen, andererseits aber auch dort, wo es zu überhöhten Einträgen gekommen ist, Lösungsansätze zu deren Minderung vorzuschlagen. Die gegenwärtige Situation in den neuen Bundesländern ist dadurch gekennzeichnet, daß etwa $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ als positives Saldo entstehen (BIERMANN u. HÜLSBERGEN 1994).

Aufgabenstellung

Im Rahmen eines Forschungsverbundprojektes **Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes (STRAS)** werden in einem Teilprojekt Tiefenbohrungen in der ungesättigten Zone durchgeführt, um die aktuelle Belastungssituation ausgewählter Standorte festzustellen.

Dafür stehen in erster Linie langjährige klassische Dauerfeldversuche der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH sowie ausgewählte

* Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Inst. f. Acker- und Pflanzenbau, L.-Wucherer-Str. 2, 06015 Halle (S)

** Gesellschaft für goethenianistische Forschung e.V., Fuldaer Str. 21, 36160 Dipperz

Praxisschläge zur Verfügung, die mit gestaffelter organischer und mineralischer N-Düngung unterschiedlichen Anbauverhältnissen und Fruchtfolgen Bewirtschaftungssysteme mit verschiedenen Intensitätsstufen repräsentieren.

Die Versuchsstandorte, mit Ausnahme der Praxisflächen, sind in: "Dauerfeldversuche", Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin 1990 näher charakterisiert. Der Beginn der Arbeiten wurde sowohl methodisch als auch praktisch von ISERMANN unterstützt.

Untersuchungsergebnisse

Auf dem Standort Seehausen wurde ein Dauerfeldversuch beprobt, welcher 1967 von WICKE angelegt, später von RAUHE modifiziert und 1993 die 5. Rotation abgeschlossen wurde.

Er hat die Prüfung der Kombinationswirkung gestaffelter organischer und mineralischer N-Düngung auf die Ertragsbildung und auf die Bodenfruchtbarkeit zum Ziel.

In ausgewählten Varianten konnten folgende Mengen an löslichem Stickstoff in der ungesättigten Zone ermittelt werden (Tab. 1): Die Nitratbelastung steigt in Abhängigkeit der Staffellung der N-Düngung. Die höchste Gabe organisch-mineralischer Düngung weist einen um das 4fache höheren Nitratwert gegenüber "ungedüngt" in der Schicht bis 7,5 m auf. Alleinige organische oder mineralische N-Gabe führt zu etwa der gleichen Nitratbelastung.

Auf dem Standort Bad Lauchstädt wurde der "Statische Versuch", 1902 von SCHNEIDEWIND und GÖBLER angelegt, beprobt.

Ziel des Versuches ist es, die Wirkung der organischen und mineralischen Düngung auf die Ertragsbildung, die Qualität der Ernteprodukte sowie auf die Bodenfruchtbarkeit zu ermitteln.

Die an ausgewählten Prüfvarianten bis in eine Tiefe von 4,5 m festgestellten $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Mengen widerspiegeln das Düngungsregime. Die Löß-Schwarzerde in Bad Lauchstädt besitzt ein großes N-Nachlieferungsvermögen, so daß im Herbst infolge Mineralisation auch in der ungedüngten Variante löslicher Stickstoff gemessen wird. Durch alleinige Stallmist- oder Mineraldüngung entstehen keine besonderen N-Überschüsse. Nur in der Kombination von Stallmist plus Mineral-N-Düngung werden Werte erreicht, die zu einer Belastung des Grundwassers führen können (Tab. 2).

Besonders gravierende N-Überschüsse und damit ein hohes Gefährdungspotential für das Grundwasser ist unter sogenannten Güllelastflächen vorhanden. Eine solche Fläche ist auf dem Standort Bad Lauchstädt untersucht worden.

Bereits in der Schicht bis 1 m treten bei den geringer belasteten Parzellen erhebliche Nitratüberschüsse auf, die sich bis in 3 bzw. 3,5 m Tiefe verdoppeln. Viel gravierender ist der Nitratüberschuß auf den hoch mit Gülle belasteten Parzellen (Tab. 3).

Als Beispiel von untersuchten Praxisschlägen soll die Belastung mit löslichem Stickstoff unter langjähriger Luzerne dargestellt werden. Diese Arbeiten sind gemeinsam mit E. SCHELLER in einem biologisch-dynamisch wirtschaftendem Betrieb in Mittelfranken durchgeführt worden.

Unter 6jähriger, wachsender Luzerne (Abb. 1) sind bis in 6,5 m Profiltiefe nur geringe Nitratmengen vorhanden (lppm = 7,5 kg $\text{NO}_3\text{-N}$), die in den einzelnen Profilabschnitten nur unerheblich schwanken. Gleiches gilt für den Ammonium-Stickstoff, welcher durch Zersetzung und Mineralisation von alten, in der Tiefe

verlaufenden Luzernewurzeln gebildet worden sein kann. Bemerkenswert ist ein geringer Anstieg des pH-Wertes mit zunehmender Profiltiefe.

Anhand dieser Untersuchungen kann die oft vertretene Meinung, daß die Luzerne zur Nitratbelastung des Bodens mit beiträgt, nicht gestützt werden. Vielmehr könnte ihr bei langjähriger Nutzung eine gewisse "Verdünnungswirkung" durch Aufnahme von aus-gewaschenem Nitrat aus dem Untergrund nachgesagt werden.

Zur Bestätigung dieser These von E. SCHELLER sind noch weitere Untersuchungen nötig.

Schlußfolgerungen und Lösungsansätze

Die dargelegten Versuchsergebnisse dokumentieren, daß es eine Abhängigkeit zwischen der Bewirtschaftungsform und der Belastung mit löslichem Stickstoff im Untergrund gibt.

Eine Änderung der Bodenbewirtschaftungssysteme in Richtung extensiver Produktionsverfahren kann deshalb langfristig zu einer Minderung der Belastungssituation führen. Konkrete Lösungsansätze dazu liegen in Folgendem:

- Aufbau von kreislauforientierten Bewirtschaftungsformen mit einer auf die Landnutzung abgestimmten Tierhaltung.
- Eine dem Pflanzenbedarf angepaßte Düngung und Aufbau von Fruchtfolgen, welche eine Verlängerung der Vegetationszeit und damit bessere Ausnutzung der Nährstoffe gewährleisten.
- Die Verwirklichung dieser Zielstellung ist u.a. durch die verschiedenen Formen des ökologischen Landbaues möglich.

Der Schlüssel zur Erkennung und hinreichenden Minderung aller N-Verluste aus der Landwirtschaft ist eine auf Betriebs- und Schlagenebene bezogene Stickstoffbilanzierung.

Literatur

BIERMANN, S.; HÜLSBERGEN, K.-J.: Bilanzierung von Stickstoff-flüssen für das Gebiet der fünf neuen Länder, insbesondere im landwirtschaftlichen Bereich. Fo.Bericht, Inst. f. Acker- und Pflanzenbau der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, gefördert durch das BMFT, 1994, S. 1-120.

ISERMANN, K.: Tiefenuntersuchungen des Bodens und des (un)gesättigten Untergrundes hinsichtlich der "erweiterten Nitrat-problematik" des Grundwassers bei unterschiedlicher Landbe-wirtschaftung. Mitteilung Deutsche Bodenkdl. Gesellschaft 57, (1988), S. 181-186).

MAIDL, F. X.; FISCHBECK, G.: Nitratgehalte tieferer Bodenschich-ten bei unterschiedlichen Fruchtfolgen auf intensiv genutz-ten Ackerbaustandorten. Z. Pflanzenernährung Bodenk. 150, (1987), S. 213-219.

Tabelle 1:
Laktischer Stickstoff in der ungestiftigen Zone des Düngungs-Kombinationsversuchs Schönenen, Pflanzenschnitz
Frühjahr 1992

Variante	N-Düngung kg/ha a	Tiefe gest. m	0-1 m		1 m - gest.		1- gest.	
			NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha
A1B1	0	7,5	5,52	21,01	4,55	6,521	13,5,59	13,5,59
A1B1	0	1,50	14,50	48,41	71,79	22,21	86,61	86,61
A2B3	100	100	16,24	47,77	78,11	17,21	311,48	311,48
A4B1	1,50	9	3,5	12,02	86,25	88,01	177,27	333,35
A4B4	1,50	1,50	7,5	13,10	133,74	4,56	22,29	41,09

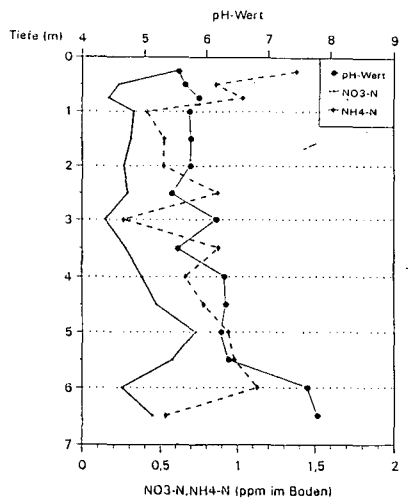
Tabelle 2:
Laktischer Stickstoff in der ungestiftigen Zone der Statistischen Versuche Bad Luchtstätt, Pflanzenschnitz Herbst
1992

Variante	N-Düngung kg/ha a	Tiefe gest. m	0-1 m		1 m - gest.		0- gest.	
			NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha
P 1.5 m - NPK	105	92	4,5	27,24	148,57	48,45	73,20	208,36
P 3.5 m	105	105	3,5	20,24	21,00	43,99	29,23	158,25
P 1.5 NPK	112	112	3,5	13,79	55,41	34,03	14,03	127,20
P 3.5 ohne N	0	9	4,5	15,63	20,24	13,29	56,02	125,53

Tabelle 3:
Laktischer Stickstoff in der ungestiftigen Zone der "Gülle-Depone" - fläche Bad Luchtstätt, Pflanzenschnitz
Herbst 1992

Variante	N-Düngung kg/ha	Tiefe gest. m	0-1 m		1 m - gest.		0- gest.	
			NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha
P 1	geringe	10	48,42	123,45	79,00	246,30	497,17	497,17
P 1.5	Belastung	1,5	96,39	42,25	138,10	710,90	1417,74	1417,74
P 101	Junco	30	13,77	124,05	54,30	133,20	794,12	794,12
P 102	Belastung	50	13,78	145,06	47,20	132,20	289,24	289,24

Abb 1: Nitratstickstoffgehalte, Ammoniumstickstoffgehalte und pH-Werte
im Unterboden des Schlages "Trieblendort-Hahn" (IX) September
1993: 2. Bohrung
Luzerne 1988 eingesät, 5. Haupterntejahr:



**Klärschlamm-Anwendung und nachhaltige Bodennutzung
- Auswirkungen langjähriger Klärschlamm-Anwendung
auf chemische und mikrobiologische Bodenfrucht-
barkeitskennndaten einer Löß-Parabraunerde**

von

Olf, H.-W., J. Warnusz und W. Werner¹

Einleitung

Bei der Beurteilung der Wirkung von Düngungsmaßnahmen auf die Bodenfruchtbarkeit ist die Nachhaltigkeit von besonderem Interesse. Dauerversuche sind daher besonders geeignet zur Bewertung des Einflusses produktionstechnischer Maßnahmen auf den Boden. Ziel eines 1962 angelegten Dauerdüngungsversuches war der Vergleich organischer (Stallmist bzw. Klärschlamm) zu mineralischer Düngung in ihrer Wirkung auf Bodenfruchtbarkeitsparameter. Heute haben diese Versuche unter dem Aspekt des Recyclings von Siedlungsabfällen eine neue Aktualität erlangt.

Material und Methoden

Der Feldversuch wurde 1962 auf einer Löss-Parabraunerde (uL, C_t=1,07%, N_t=0,101%, pH=6,4) angelegt. In einer Getreide-Hackfrucht-Rotation wurde jedes 2. Jahr die organische Düngung zur Hackfrucht appliziert (Tab. 1). Mit einer jährlichen Applikationsrate von 1,86 t TM pro ha und Jahr entspricht die Variante KS 1 ungefähr der z.Z. laut Klärschlammverordnung zulässigen Menge an Klärschlamm, die auf landwirtschaftlich genutzten Flächen aufgebracht werden darf.

Tab. 1: Applizierte mittlere Stoffmengen mit Stallmist bzw. Klärschlamm

		Frischmasse	Trockenmasse	C _t
		t/ha ¹	t/ha und Jahr	kg/ha und Jahr
Mineraldüngung	MD		-	-
Stallmist	STM	20,0	2,66	510
Klärschlamm 1	KS 1	26,5	1,86	710
Klärschlamm 2	KS 2	53,0	3,72	1420
Klärschlamm 3	KS 3	106,0	7,45	2840

¹Durchführung der organischen Düngung jedes 2. Jahr zur Hackfrucht

Die mit organischen Düngern ausgebrachten Nährstoffe wurden bei N zu 30 % und bei allen übrigen Hauptnährstoffen zu 100 % als pflanzenverfügbar angerechnet. Der Ausgleich erfolgte mit mineralischen Düngemitteln auf das in Abhängigkeit von Kulturart und Anbaujahr variable Niveau der Variante "MD".

Zur Beurteilung des Einflusses dieser unterschiedlichen Dünger auf die Bodenfruchtbarkeit wurden neben der Feststellung der Pflanzenerträge und -nährstoffentzüge u.a. folgende Bodenanalysen durchgeführt:

- * Schwermetallgehalte im Boden
 - im Königswasseraufschluß (VDLUFA 1986)
 - im CaCl₂-Extrakt (DELSCHEN & WERNER 1989, KÖSTER & MERKEL 1982)
- * Schwermetallgehalte im Pflanzenmaterial
 - für Cd, Zn, Cu und Pb Druckaufschluß mit HNO₃ (KOTZ et al. 1972)

¹ Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn, Meckenheimer Allee 176, D-53115 Bonn

für Cr und Ni trockene Veraschung bei 550°C

* mikrobiologische Parameter

Bodenatmung als CO₂-Abgabe im Freiland (ANDERSON 1982, modifiziert)

Biomasse-C (SIR-Methode nach ANDERSON und DOMSCH 1978, modifiziert)

Biomasse-N (FE-Methode nach BROOKES et al. 1985, modifiziert).

* N_{min}-Gehalte (HOFFMANN 1991)

Ergebnisse und Diskussion

Schwermetallgehalte in Boden und Pflanze

Die Anwendung organischer Dünger hat sich im Vergleich zu Mineraldüngung nur bei der höchsten Klärschlammgabe (KS 3) signifikant auf die Gehalte an Zink, Kupfer und Cadmium ausgewirkt (Tab. 2).

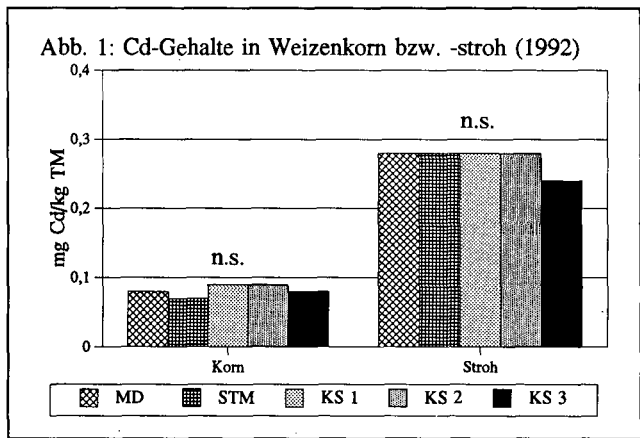
Tab. 2: Schwermetall-Gehalte (königswasserlöslich) und pH-Werte im Krumboden nach 30-jähriger Anwendung von Mineraldüngung, Stallmist bzw. Faulschlamm (Probenahme Herbst 1992)

	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Cd	pH
	ppm						
MD	118,2	20,9	49,6	22,2	25,7	0,57	6,23
STM	97,1	21,5	55,5	22,5	25,3	0,53	6,13
KS 1	116,4	22,4	56,1	23,8	25,4	0,54	6,26
KS 2	124,7	25,4	63,7	23,5	27,0	0,61	6,29
KS 3	168,3	32,9	81,4	21,6	25,9	0,76	6,62
GD _{5%}	51,4	3,9	n.s.	n.s.	n.s.	0,15	0,36

Für Blei, Chrom und Nickel konnten keine gesicherten Unterschiede festgestellt werden. Selbst nach 30-jähriger Applikation der z.Z. zulässigen Klärschlammgaben (Variante KS 1) war keine Erhöhung der Gehalte an königswasserlöslichen Schwermetallen nachweisbar. Für keines der untersuchten Schwermetalle ist eine Anreicherung in tieferen Bodenschichten (d.h. 30 bis 60 bzw. 60 bis 90 cm) analytisch nachzuweisen (nicht dargestellt).

Am Beispiel des Cadmiums soll das Gefährdungspotentials der ermittelten königswasser-

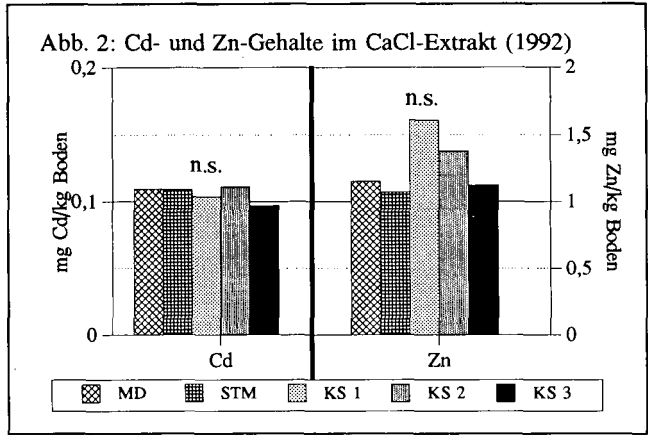
löslichen Cd-Gehalte für die Nahrungskette beurteilt werden. Für die Variante KS 1, die nahezu der heute zulässigen Aufbringmenge entspricht, zeigt sich keine absicherbare Erhöhung der Cd-Gehalte bei Weizenkorn bzw. -stroh (Abb. 1). Auch bei der 4-fach höheren KS-Gabe (KS 3) konnten trotz Zufuhr von insgesamt ca. 1,4 kg Cadmium je ha im Verlauf der 30 Jahre - und dementsprechend höheren Gehalten an königswasserlöslichem Cd - weder für Korn noch für Stroh signifikante Unterschiede zu den anderen Prüfgliedern festgestellt werden. Die durch die Zufuhr basisch wirksamer Substanzen mit dem Klärschlamm bewirkte Erhöhung des pH-Wertes im Boden (vgl. Tab. 2) hat die Pflanzenverfügbarkeit des Cadmiums offensichtlich stark erniedrigt, sodaß der Transfer "Boden-Pflanze" nicht maßgeblich von den Gehalten an königswasserlöslichem Cd beeinflusst wurde.



Die Ergebnisse der Calcium-Chlorid-Extraktion, die u.a. von DELSCHEN und WERNER (1989) zur Charakterisierung der tolerierbaren Cd- und Zn-Gehalte im Boden vorgeschlagen wird, bestätigen dies (Abb. 2).

Für die CaCl₂-löslichen Cd-Gehalte zeigen sich zwischen den Varianten keine Unterschiede.

Für Zink ist sogar ein tendenziell geringerer Gehalt im Calcium-Chlorid-Extrakt in den Varianten mit höherer KS-Zufuhr zu erkennen.



Mikrobiologische Untersuchungen

Im vorliegenden Versuch wurden im Versuchsjahr 1985 zu Zuckerrüben (Bodenatmung, Biomasse-C) sowie im Frühjahr 1994 zu Winterweizen (Biomasse-N) mikrobiologische Untersuchungen durchgeführt. Im Vergleich zu Mineraldüngung bewirkte die Applikation von Stallmist bzw. für die höchste Klärschlammgabe (KS 3) einen signifikanten Anstieg der Bodenatmung sowie der Biomasse-C- und Biomasse-N-Gehalte (Tab. 3).

Tab. 3: Einfluß langjähriger Anwendung von Mineraldüngung, Stallmist bzw. Faulschlamm auf Bodenatmung und Biomasse-C-Gehalte (Probenahme Frühjahr 1985) sowie Biomasse-N- bzw. N_{min}-Gehalte (Probenahme Frühjahr 1994) im Krumenboden

	Bodenatmung	Biomasse-C	Biomasse-N	N _{min}
	mg CO ₂ /m ² und Std.	kg/ha		
MD	212,17	686,9	77,0	22,4
STM	229,52	807,7	84,2	24,8
KS 1	208,10	706,3	80,6	23,4
KS 2	215,68	772,1	82,0	24,5
KS 3	252,89	933,8	113,5	34,1
GD _{5%}	37,67	157,4	15,5	4,8

Die Zufuhr organischer Substanz hat somit nicht zu einer Steigerung der spezifischen mikrobiellen Aktivität (d.h. CO₂-Abgabe je Biomasse-Einheit) geführt, sondern sich in einem höheren Gehalt an lebender Biomasse bei vergleichbarer Aktivität manifestiert. Negative Auswirkungen der höheren Gehalte an königswasserlöslichen Schwermetallen im Boden auf die Menge an mikrobieller Biomasse oder auf die Umsatzleistungen der Mikroben wie sie von BROOKES und McGRATH (1984) sowie McGRATH et al. (1988) berichtet wurden, können nicht festgestellt werden. Dies könnte - zumindest z.T. - auf die Erniedrigung der Schwermetallverfügbarkeit (s.o.) sowie auf die Stimulation der mikrobiellen Biomasse bei höherem pH-Wert und Zufuhr an abbaubaren C-Verbindungen zurückgeführt werden.

Ergänzende Untersuchungen zum N-Umsatz im Frühjahr 1994 bestätigen im wesentlichen diese Ergebnisse zum Bereich "mikrobielle Parameter". Signifikante Unterschiede im N_{min}-Gehalt konnte nur für die Variante mit der höchsten Klärschlammgabe nachgewiesen werden (Tab. 3). Die übrigen Prüfglieder zeigten im Vergleich zur Mineraldüngervariante nur leicht erhöhte N_{min}-Gehalte in der Krume.

Ein erhöhter Gehalt an Biomasse oder eine gesteigerte mikrobielle Aktivität dürfen aber nicht per se als verbesserte Bodenfruchtbarkeit deklariert werden. So kann beispielsweise eine - bedingt durch die gesteigerte mikrobielle Aktivität - erhöhte N-Mineralisationsleistung in der Vorwinterphase zu einem Anstieg der N_{\min} -Gehalte im Winter (d.h. während der Hauptauswaschungsperiode) führen - mit den entsprechenden Konsequenzen für die Beschaffenheit des Grundwassers (vgl. WERNER et al. 1989).

Schlußfolgerung

Anhand von ausgewählten Ergebnissen eines mittlerweile über 30-jährigen Feldversuches zur Anwendung von Stallmist und Klärschlamm konnte gezeigt werden, daß nur nach deutlich überhöhten Klärschlammgaben (KS 3) die Gehalte der Schwermetalle Zink, Kupfer und Cadmium im Boden signifikant angehoben waren. Die langjährige Klärschlamm-Anwendung entsprechend der Klärschlammverordnung hat keinen Einfluß auf die Gehalte an königswasserlöslichen Schwermetallen bzw. die Bioverfügbarkeit des besonders umweltrelevanten Cadmiums.

Durch die Zufuhr organischer Dünger wurde ein tendenzieller (bzw. für KS 3 signifikanter) Anstieg der untersuchten mikrobiellen Parameter bewirkt. Die Auswirkungen dieser erhöhten Mikroorganismenmenge (bzw. -aktivität) können jedoch sowohl positiv (z.B. vermehrte Nährstoffanlieferung) als auch negativ (gesteigerte N-Mineralisation in Zeiten ohne Pflanzenentzug und damit N-Auswaschungsverluste) sein. Anhand der vorgestellten Ergebnisse scheinen aus dem Aspekt der Nachhaltigkeit der Bodennutzung keine Bedenken bzgl. der Anwendung von Klärschlämmen mit den derzeit zulässigen Mengen und tolerierbaren Schwermetallgehalten zu bestehen.

Eine umfassende Beurteilung der Auswirkungen langjähriger Klärschlamm-Anwendung auf die nachhaltige Bodennutzung ist nur möglich, wenn verschiedene Kenngrößen miteinander verknüpft werden und sowohl eine Beurteilung aus produktionsorientierter Sicht als auch unter ökosystemaren Gesichtspunkten erfolgt. Durch den Einsatz von Computermodellen könnte der Komplexität Rechnung getragen werden.

Literatur

- Anderson, J.P.E. (1982): Soil respiration. In: A.L. Page, R.H. Miller und D.R. Keeney (Hrsg.) "Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties", 831-871; Agronomy Monograph No. 9, Madison, WI, USA.
- Anderson, J.P.E. und K.H. Domsch (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Brookes, P.C. und S.P. McGrath (1984): Effects of metall toxicity on the size of soil microbial biomass. *J. Soil Sci.* 35, 341-346.
- Brookes, P.C., A. Landman, G. Pruden und D.S. Jenkinson (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 837-842.
- Delschen, T. und W. Werner (1989): Zur Aussagekraft der Schwermetallgrenzwerte in klärschlammgedüngten Böden. 2. Mitteilung: Beitrag zur Ableitung "tolerierbare", 0,1 M CaCl₂-löslicher Cadmium- und Zinkgehalte. *Landwirtsch. Forsch.* 42, 40-49.
- Hoffmann, G. (1991): Bestimmung von mineralischem (Nitrat-) Stickstoff in Bodenproben (N_{\min} -Labormethode). In: R. Bassler (Hrsg.) "Methodenbuch Band 1, Die Untersuchung von Böden", 4. Auflage, A 6.1.4.1, 1-14; VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Köster, W. und D. Merkel (1982): Beziehungen zwischen den Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. *Landwirtsch. Forsch. SH* 39, 245-254.
- Kotz, L., G. Kaiser, P. Tschöpel und G. Tölg (1972): Aufschluß biologischer Matrices für die Bestimmung sehr niedriger Spurenelementgehalte bei begrenzter Einwaage mit Salpetersäure unter Druck in einem Teflongefäß. *Z. Anal. Chem.* 260, 207-209.
- McGrath, S.P., P.C. Brookes und K.E. Giller (1988): Effects of potentially toxic metals in soil derived from past applications of sewage sludge on nitrogen fixation by *trifolium repens* L. *Soil Biol. Biochem.* 20, 415-424.
- VDLUFA (1986): Untersuchungen von Klärschlamm- und Bodenproben auf den Gehalt an Schwermetallen und Nährstoffen lt. Klärschlammverordnung des Bundes vom 25.06.1982. VDLUFA-Schriftenreihe 15.
- Werner, W., T. Beck, B. Hoegen und H.-W. Olf (1989): Mikrobiologische und chemische Charakterisierung der leicht mobilisierbaren N_{org} -Fraktion des Bodens und deren Beziehung zur N-Aufnahme der Pflanzen und zur N-Verlagerung in das Grundwasser. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59/II, 1233-1239.

Nutzung der Röntgen-Computertomographie zum Nachweis von Gefügeveränderungen durch Mulchsaat

von

Rogasik, H.¹, M. Joschko¹ und J. Brunotte²

1. Einleitung

Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflussen das Bodengefüge. Regenerative bzw. degradative Prozesse beginnen im Mikrobereich und sind im Frühstadium nur mit hochsensiblen Meßmethoden nachweisbar. Als besonders geeignet erweist sich die Röntgen-Computertomographie, die eine zerstörungsfreie Untersuchung in situ entnommener Bodenproben bis in den mm-Bereich hinein ermöglicht.

2. Material und Methoden

Auf einem Löß- und Tonboden (Tab. 1) in der Vorharzregion, nahe Hildesheim, wurde in der Fruchtfolge ZR - WW - WG - ZR das Verfahren der Mulchsaat bei Zuckerrüben praktiziert. Als Mulchmaterial diente im Vorsommer nach der Wintergerste ausgesäte Phacelia, die bei Frost abstarb und als organisches Material auf der Bodenoberfläche verblieb. Bei der Vergleichsvariante konventionelle Saat entfiel der Zwischenfruchtanbau; es wurde eine Herbstfurche gezogen. Der Arbeitsgang Saatbettbereitung vor Zuckerrüben führte zu einer Verdichtung des Gefüges (Tab. 1).

Tabelle 1: Standortcharakterisierung

Bodentyp	Aussaatverfahren	Korngrößenanteile			Bodenart	d _B g · cm ⁻³	wg (≈ pF 2,5) g · g ⁻¹	org. Substanz %
		Ton %	Schluff %	Sand %				
Parabraunerde (Löß)	konventionell (kS)	15,4	82,0	2,6	l'U	1,37	0,25	1,9
	Mulchsaat (MS)					1,27		1,7
Pseudogley (Ton)	konventionell (kS)	35,6	56,9	7,5	u'T	1,26	0,32	3,3
	Mulchsaat (MS)					1,14		4,2

Aus dem Ap-Horizont der Varianten Mulchsaat (MS) und konventionelle Saat (kS) erfolgte die Entnahme von je 3 Bodenproben in Plexiglaszylindern (h -100 mm, d -100 mm) in 20-30 cm Tiefe. Die Bodenproben wurden mittels eines Siemens Somatom Plus CT-Scanners im Universitätsklinikum Rudolf-Virchow in Berlin-Wedding kontinuierlich gescannt (Schichtdicke, Schichtabstand je 1 mm). Das Gefüge wurde bewertet anhand

- a) repräsentativer zweidimensionaler Röntgenschnittbilder,
- b) von 3D-Visualisationen der Makroporen (Joschko et al. 1991) sowie
- c) seiner kleinräumigen Heterogenität bezüglich der Dichtlagerung (Rogasik et al., 1993).

Ausgangspunkt für die Quantifizierung der kleinräumigen Heterogenität war ein fiktiv in die zylindrische Bodenprobe einbeschriebener Quader mit den Kantenlängen 70 x 70 x 80 mm, der als Bezugsbasis diente und schrittweise in kleinere Volumenelemente mit den Kantenlängen 10; 5; 2; 1; 0,5 und 0,25 mm unterteilt wurde (s. Rogasik et al., 1993). Aus den gemessenen Hounsfieldeinheiten

¹Institut für Bodenforschung, ZALF e. V., Müncheberg

²Institut für Betriebstechnik, FAL Braunschweig-Völkenrode

(HE \approx dB) für die Basisvolumenelemente (0,25 x 0,25 x 1 mm) wurden die HE-Werte und Standardabweichungen (SD) der größeren, aggregierten Volumenelemente des Quaders berechnet und klassifiziert.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die morphologischen Befunde der zweidimensionalen Röntgenschnittbilder und der 3D-Visualisationen des Makroporenraumes zeigen, daß sich die Mulchsaatvarianten von denen konventioneller Saat durch eine feiner gegliedertes Gefüge unterscheiden (Abb. 1, 2 und 3).

Der Lößboden ist im Vergleich zum Ton weniger stark kleinräumig gegliedert (vgl. Abb. 1 und 3), doch ist eine gerichtete Vertikalporosität (Regenwürgänge und/oder Wurzelröhren) zu erkennen. Die Mulchsaatvariante zeigt eine höhere Kontinuität/Konnektivität der Poren (Abb. 2). Bei der Variante konventionelle Saat ist im unteren Drittel des Visualisationsbildes der Makroporen eine Pflugschleife bzw. Radschleife zu erkennen.

Beim Tonboden ist die Variante Mulchsaat durch einen sehr engräumigen Wechsel von Aggregaten (2 ... 5 mm \varnothing) und Interaggregatporenräumen gekennzeichnet (Abb. 3). Bei der dichter gelagerten Variante konventionelle Saat (Tab. 1) kann deutlich zwischen Bereichen mit sehr hoher Vertikalporosität und solchen relativ geringer Makroporosität unterschieden werden.

Die Variante Mulchsaat unterscheidet sich bezüglich der kleinräumigen Heterogenität des Bodengefüges von der konventioneller Saat

- durch eine dichtebedingt niedrigere, dominierend belegte HE-Klasse (18 \leftrightarrow 20),
- durch einen höheren Anteil von Volumenelementen in der dominierenden HE-Klasse sowie
- durch eine geringere Spannweite belegter HE-Klassen, gültig für die Volumenelemente mit den Kantenlängen 5 und 10 mm (Abb. 4).

Die Ursache liegt in der Regelmäßigkeit der kleinräumigen Heterogenität (Aggregat/Makroporen-Abfolge) begründet (Abb. 3) und weist die Mulchsaatvariante als homogener aus. Erst die Häufigkeitsverteilung der Belegung der HE-Klassen mit Volumenelementen von 0,5 mm Kantenlänge spiegelt die kleinräumige Heterogenität korrekt wider.

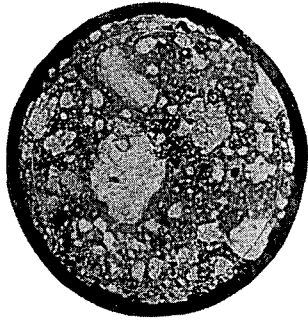
Bei der Interpretation der Ergebnisse zur Mulchsaat ist zu berücksichtigen, daß die Besonderheiten bei der Bodenbearbeitung keine Verallgemeinerung zulassen. Die im Zusammenhang mit dem Zwischenfruchtanbau von Phacelia stehenden Arbeitsgänge fanden unter sehr trockenen Bedingungen statt; der Boden wurde durch die Technik nicht ausreichend rückverfestigt. Das lockere Gefüge konnte bei den Mulchsaatvarianten durch die Zwischenfruchtwurzeln dauerhaft stabilisiert werden. Dagegen wurde das Gefüge bei der Variante konventionelle Saat durch den Arbeitsgang der Saatbettbereitung im Frühjahr verdichtet.

4. Zusammenfassung

Mittels Röntgen-Computertomographie ist es möglich, das Bodengefüge morphologisch zu kennzeichnen. Gegenüber den zweidimensionalen Röntgenschnittbildern wird ein wesentlicher Fortschritt durch die 3D-Visualisation des Makroporenraumes erreicht. Möglichkeiten zur Quantifizierung des Bodengefüges bietet die Verfahrensweise des Einbeschreibens eines Quaders in die Bodenprobe und dessen fiktive Zerlegung in abgestuft kleiner werdende Volumenelemente. Auf der Grundlage der für die unterschiedlichen Volumenelementgrößen zu berechnenden Hounsfield-Einheiten und Standardabweichungen wird die kleinräumige Heterogenität des Bodengefüges bezüglich der Dichtlagerung charakterisiert.

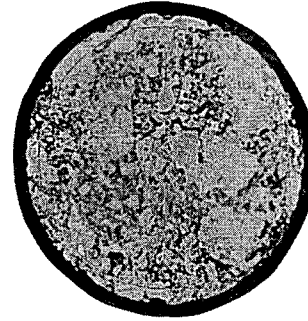
Literatur

- Joschko, M., O. Graff, P. C. Müller, K. Kotzke, P. Lindner, D. P. Pretschner and O. Larink (1991): A non-destructive method for the morphological assessment of earthworm burrow systems in the three dimensions by X-ray computed tomography. *Biol. Fert. Soils* 11: 88-92
- Rogasik, H., M. Joschko, K. Kotzke und J. Rieger (1993): Ergebnisse zur Nutzung der Computertomographie in der Bodengefügeforschung. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 72: 29-32



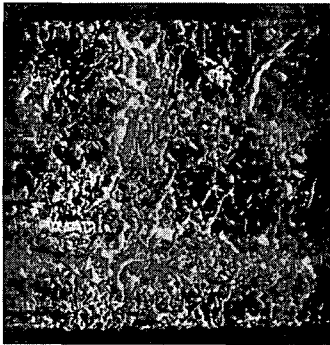
50 mm

Mulchsaat



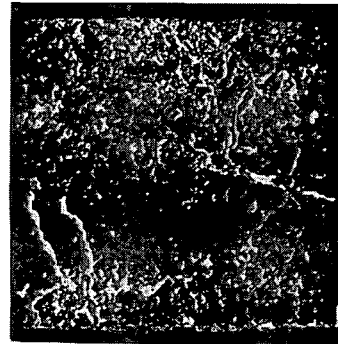
konventionelle
Saat

Abb. 1 Repräsentative, zweidimensionale Röntgenschnittbilder eines Horizontalschnittes mit 1 mm Schichtdicke (luftgefüllter Porenraum - schwarz, Bodenmatrix - grau...weiß)



h = 100 mm

Mulchsaat



konventionelle
Saat

Abb. 2 3D-Visualisation des Makroporenraumes von der stehenden Bodensäule, projiziert in die Ebene (Matrix-schwarz, Makroporen - weiß)



Mulchsaat

konventionelle
Saat

Abb. 3 Repräsentative, zweidimensionale Röntgenschnittbilder eines Horizontalschnittes (1 mm Schichtdicke) vom Tonboden

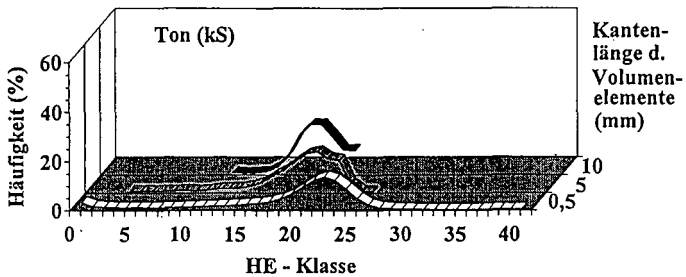
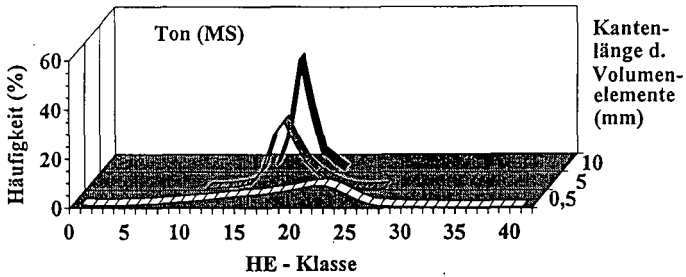


Abb. 4 Häufigkeitsverteilung (rel.) der Belegung der HE-Klassen in Abhängigkeit von der Größe der Volumenelemente im Vergleich zwischen der Mulchsaat (MS) und der konventionellen Saat (kS) beim Tonboden

Erkennen von Langzeitwirkungen

von

Stegemann, K.*, M. Körschens** und V. Weise*

Problemstellung

Acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen beeinflussen Ertrag und Bodeneigenschaften. Eine Quantifizierung der Langzeitwirkungen ist dabei von besonderem Interesse. Meßbar sind solche Langzeitwirkungen an Bodenmerkmalen und auch am Prüfmerkmal Ertrag in Dauerfeldversuchen. Beim Prüfmerkmal Ertrag repräsentieren die jährlichen Differenzen zwischen zwei Prüfgliedern den Jahreseffekt. Um Langzeitwirkungen transparent zu machen ist es erforderlich, modifizierte Auswertungen vorzunehmen.

Lösungsweg

Wird die Differenz zwischen zwei Prüfgliedern a_1 und a_2 eines Jahres mit d bezeichnet, d.h.

$$d = a_1 - a_2 .$$

ergibt sich die Summe der Jahresdifferenzen dieser Prüfglieder als

$$\sum_i d_i .$$

wobei i der Summationsindex für die Einzeljahre ist. Die Summe der Jahreseffekte kann negativ, Null oder positiv sein. Da einzelne extreme Werte der Jahreseffekte sehr verzerrend wirken können ist es erforderlich, große Zeiträume (langjährige Reihen) auszuwerten. Langzeitwirkungen werden häufig erst nach vielen Jahren erkennbar, so daß es nicht möglich ist, eine Mindestanzahl von einzubeziehenden Jahren vorzugeben.

Die Summierung der jährlichen Prüfgliedendifferenzen hat zwei Nachteile. Es ist erstens die Relevanz der Summe der Differenzen nicht mehr einschätzbar, da der Bezug zum Gesamtertrag fehlt, und es sind zweitens nur paarweise Vergleiche, die allerdings auch multipel durchgeführt werden können, möglich. Diesem Nachteil ist dadurch zu begegnen, daß die kumulierten Prüfgliederträge ($\sum_i a_{1i} : \sum_i a_{2i}$) verwendet und dargestellt werden da

$$\sum_i d_i = \sum_i a_{1i} - \sum_i a_{2i} .$$

ist.

Die grafische Darstellung der kumulierten Prüfgliederträge ermöglicht es, alle Prüfglieder zugleich und nicht nur paarweise einzuschätzen.

Material

Die Auswertungen erfolgten mit Daten aus dem Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt und der Pflanzenart Winterweizen. In diesem Versuch werden seit 1902, bzw. 1906, die Mineraldüngungsstufen NPK, NP, NK, N, PK und O auf den Stallungstufen 300 dt/ha jedes 2. Jahr, 200 dt/ha jedes 2. Jahr und "ohne" Stallung geprüft.

Ergebnisse

In den Abbildungen 1 bis 3 sind die kumulativen Erträge für alle Mineraldüngungsstufen und die kumulativen Ertragsdifferenzen zur NPK-Stufe für die NP-, NK-, N-, PK- und O-Stufe je Stallungstufe dargestellt.

Ohne N-Düngung (PK- und O-Stufe) ist ein deutlicher Ertragsabfall gegenüber allen anderen Varianten zu erkennen. Er beträgt nach 84 Jahren zwischen der NPK- und der O-Stufe insgesamt 200,2 dt/ha bei 300 dt/ha Stallung.

Zwischen den Düngungsstufen mit mineralischem Stickstoff bestehen praktisch keine Ertragsunterschiede, da mit 300 dt/ha aber auch mit 200 dt/ha Stallung dem Boden ausreichend P und K zugeführt wird. Ohne Stallung wirkte sich der P- und K-Mangel dagegen deutlich ertragsmindernd aus.

Analoge Aussagen ergeben die Vergleiche zwischen den drei Stallungstufen auf den Mineraldüngungsstufen NPK, PK und ohne (Abb. 4-6).

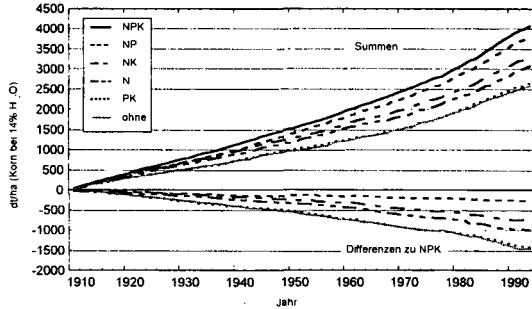


Abb. 1: Erträge und Ertragsdifferenzen (kumulativ) bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Lauchstädt - ohne Stallung.

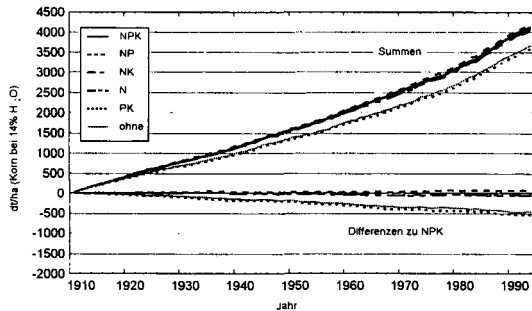


Abb. 2: Erträge und Ertragsdifferenzen (kumulativ) bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Lauchstädt - 200 dt/ha Stallung jedes 2. Jahr.

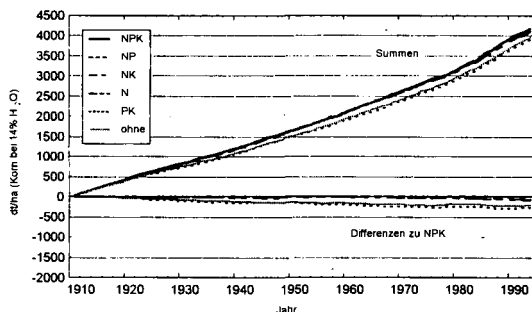


Abb. 3: Erträge und Ertragsdifferenzen (kumulativ) bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Lauchstädt - 300 dt/ha Stallung jedes 2. Jahr.

Auf der Stufe NPK wirkten die Stallungstufen nur wenig ertragsdifferenzierend (Abb. 4). Das ist auf den Stufen PK und 0 nicht der Fall. Der N-Mangel (Abb.5) verursacht deutliche Ertragsunterschiede, die durch den Mangel an PK (Abb. 6) nicht zusätzlich verstärkt werden. Die dargestellten Ergebnisse zeigen, daß auf Löß-Schwarzerde die über Mineraldüngung und über Stallung zugeführten Nährstoffe weitgehend substituierbar sind und mit ausschließlicher Mineraldüngung das Ertragspotential bei Winterweizen nahezu ausgeschöpft werden kann.

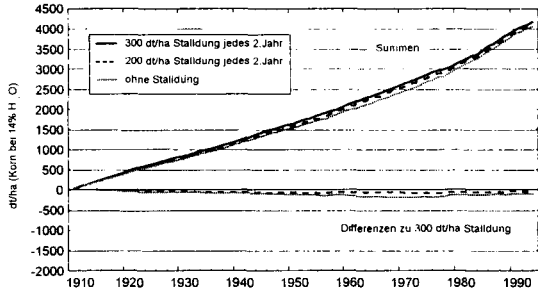


Abb. 4: Erträge und Ertragsdifferenzen (kumulativ) bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Leuchstädt mit NPK-Düngung.

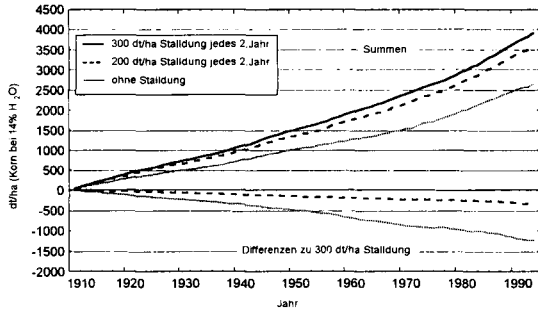


Abb. 5: Erträge und Ertragsdifferenzen (kumulativ) bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Leuchstädt mit PK-Düngung.

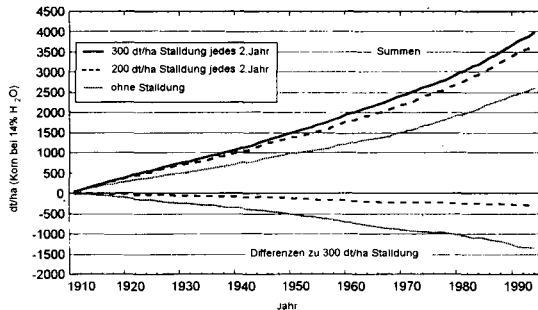


Abb. 6: Erträge und Ertragsdifferenzen (kumulativ) bei Winterweizen im Statischen Düngungsversuch Leuchstädt ohne Mineraldüngung.

* Dr. sc. Klaus Stegemann
Dipl. Math. Volker Weise
Martin-Luther-Universität Halle - Wittenberg
Landwirtschaftliche Fakultät, Abt. Biometrie und Informatik
Hallesche Straße 44
06246 Bad Lauchstädt

** Prof. Dr. habil. Martin Körschens
UFZ-Umweltforschungszentrum, Halle - Leipzig
Sektion Bodenforschung Bad Lauchstädt
Hallesche Straße 44

Anbaueignung und Umwidmungskategorien in Gemeinden, Kreisen und Gebieten von Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen-Anhalt - Übersichtskarten und Flächennachweise

von

Thiere, J.* , M. Zeidler*, M. Lentz-Worobjew** und
S. Lorenz*

1. Zielstellung

Für agrarraum- und umweltschutzrelevante Entscheidungen über Veränderungen in der Bodennutzung (Umwidmung) im Zusammenhang mit der Extensivierung, Flurneuordnung und Flächenstilllegung wurde ein Algorithmus erarbeitet, nach dem Bodenqualitäten aus der Sicht einer landwirtschaftlichen Nutzung

bezogen auf Kartierungseinheiten, elementare Nutzflächeneinheiten (Schläge), Gebietseinheiten (Schutz- und Schongebiete, Einzugsgebiete und naturräumliche Einheiten) und administrative Einheiten (Gemeinden, Kreise)

ausgewiesen werden können.

Dieser Algorithmus soll im vorliegenden Beitrag zur vergleichbaren Beurteilung der Gemeinden und Kreise der Länder Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen-Anhalt genutzt werden. Die Ergebnisse sind als Übersichtskarten und in Tabellenform zu dokumentieren.

2. Methodisches Vorgehen

Die Bodenqualitäten werden zunächst nach **6 Anbaueignungsklassen** differenziert beurteilt. Diese Anbaueignungsklassen und die Hangneigungsverhältnisse bilden den Wertungshintergrund für die Einordnung in **6 Umwidmungskategorien**. Die Umwidmungspriorität nimmt von der Kategorie UK1 (größte Ungunst für eine landwirtschaftliche Nutzung) bis zur Kategorie UK6 (größte Gunst für eine landwirtschaftliche Nutzung) ab.

Die **Datenbasis** für den Algorithmus sind die gemeindebezogen digitalisierten Kartierungseinheiten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK), die Standortregionaltypen. Als Eingangsgrößen für den Beurteilungsalgorithmus werden folgende Inhalte der Standortregionaltypen genutzt:

- Standorttypen (StT)
- Substratflächentypen (SFT)
- Hydromorphieflächentypen (HFT)
- Hangneigungsflächentypen (NFT)
- Steinigkeit im Oberboden (EO).

* Institut für Bodenforschung im Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. Müncheberg, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

** Institut für Ökosystem- und Prozeßmodellierung, ZALF e.V.

Neben den MMK-Daten wurden gemeindebezogene Liegenschaftsdaten (Nutzungsarten) und gemeindebezogene Bodenschätzungsdaten (Grünlandanteil nach Bodenschätzung) zur Berechnung der Legendeneinheiten verwendet.

Für die **Verknüpfung** von Standortmerkmalen werden die Vorleistungen genutzt, die im Rahmen einer "Vergleichsmethode Standort" (VERMOST) im Fachbereich Bodenkunde/ Bodenschutz Eberswalde entwickelt wurden. Die Verknüpfungsregeln beinhalten die Zuordnung von Vergleichsstufen (VST = 0 ... 5) zu Ausprägungen der einzelnen Merkmalsarten (Substrat, Hydromorphie, Hangneigung, Steinigkeit) und die schrittweise Verkopplung der Vergleichsstufen verschiedener Merkmalsarten zu Zwischengrößen und Zielkategorien.

Verknüpfungsregel	Inhalt
1	Zuordnung von VST zu SFT
2	Zuordnung von VST zu HFT
3	Zuordnung von VST zu NFT
4	Zuordnung von VST zu EO
5	Zuordnung von VST zu Standorttyp
6	Kopplung der VST für SFT/HFT zu K1A
7	Kopplung der VST für K1A/NFT zu K2A
8	Kopplung der VST für K2A/EO zu K3A
9	Kopplung der VST für K1A/NFT zu UK

Charakterisierung der Anbaueignungsklassen (AEK)

VST	Anbaukriterien - Leitkulturen
0	Weizen, Zuckerrüben, Kartoffeln - keine Anbaueinschränkung
1	Weizen, Zuckerrüben - mäßige Einschränkungen für Hackfrüchte
2	Weizen, Gerste - Hackfrüchte stark eingeschränkt
3	Gerste, Kartoffeln - mäßig starke Einschränkungen für Weizen und Zuckerrüben
4	Roggen, Kartoffeln
5	Roggen - keine Hackfrüchte

Charakterisierung von standortbedingten Umwidmungskategorien nach Boden, Hangneigung und Anbaueignung

Umwidmungskategorien	Erläuterungen
UK1 stark geneigt und schlechte bis mittlere Bodenqualität	teilweise oder vorherrschend stark geneigt und sandbestimmte Böden
UK2 stark geneigt und gute Bodenqualität	teilweise oder vorherrschend stark geneigt und tieflehm- und lehmbestimmte Böden
UK3 schlechte und geringe Bodenqualität	grundwasserferne Sandböden keine Hackfruchteignung - anbaueignungsbestimmend ist Roggen Anlehmsandböden, grundwasserbeeinflusste Sande mit Anteilen von Tieflehm- und Lehmsandböden - anbaueignungsbestimmende Fruchtarten sind Roggen und Kartoffeln
UK4 mittlere Bodenqualität	Lehmsandböden oder Tieflehmböden mit Anteilen von Sandböden mit mäßiger Anbaueinschränkung für Weizen und Zuckerrüben
UK5 gute Bodenqualität mit mit schwerer Bearbeitbarkeit	Lehm- und Tonböden mit starken Einschränkungen für Hackfrüchte
UK6 gute Bodenqualität	Tieflehm- und Lehmböden ohne Anbaueinschränkungen oder mit mäßigen Einschränkungen für Hackfrüchte
Mo Moorstandorte	sandunterlagerte, muldeunterlagerte und tiefgründige Torfe

3. Ergebnisübersicht

Nutzbare Ergebnisse liegen in Form von Übersichtskarten und tabellarisch als gebietsbezogene Flächennachweise vor.

Übersichtskarten

- Gemeindebezogene Anbaueignung und Umwidmungskategorien - Land Mecklenburg-Vorpommern
- Gemeindebezogene Anbaueignung und Umwidmungskategorien - Land Brandenburg

- Gemeindebezogene Anbaueignung und Umwidmungskategorien - Land Sachsen-Anhalt
- Gemeindebezogene Anbaueignungs- und Umwidmungsgruppen - Land Mecklenburg-Vorpommern
- Gemeindebezogene Anbaueignungs- und Umwidmungsgruppen - Land Brandenburg
- Gemeindebezogene Anbaueignungs- und Umwidmungsgruppen - Land Sachsen-Anhalt
- Gemeindebezogene geologische Herkünfte nach Standorttypen der MMK - Mecklenburg-Vorpommern
- Gemeindebezogene geologische Herkünfte nach Standorttypen der MMK - Brandenburg
- Gemeindebezogene geologische Herkünfte nach Standorttypen der MMK - Sachsen-Anhalt

Tabellen

- Absolute und relative Häufigkeit gemeindebezogener Legendeneinheiten der Übersichtskarten - bezogen auf
 - Kreise, Großkreise, Länder
 - Wasserhaupteinzugsgebiete, Naturräumliche Haupteinheiten
- Absolute und relative Flächenanteile von Anbaueignungsklassen und Umwidmungskategorien an der LN - bezogen auf administrative Einheiten und Gebietseinheiten

Diese Ergebnisse können als Grundlage für Vorentscheidungen herangezogen werden bei: Flächennutzungsplanungen, in der Landschaftsrahmenplanung und für die Ausgrenzung und Charakterisierung von Fördergebieten.

4. Literatur

SCHMIDT, R., DIEMANN, R.: Erläuterungen zur Mittelmäßigsten Landwirtschaftlichen Standortkartierung, AdL der DDR, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Bereich Bodenkunde/Fernerkundung Eberswalde, 1981.

THIERE, J.; ALTERMANN, M.; RAU, D.: Grundlagen für den Vergleich von Standortbedingungen der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., Berlin 28 (1984) 6, S. 325 - 335.

THIERE, J.: Auswertungsthema Umwidmungskategorien in R. SCHMIDT u.a. - Pilotstudie zur Einführung des Bodeninformationssystems in den Ländern Brandenburg und Sachsen, Ergebnisbericht zum Forschungsvorhaben 107 06 001/08 und 107 06 001/83 des Umweltbundesamtes, Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg, Fachbereich Bodenkunde/Bodenschutz Eberswalde, 1991.