



2. Umweltökologisches Symposium

Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft

2. und 3. März 2010
Veranstaltungsort:
LFZ Raumberg-Gumpenstein
(Schlossgebäude, großer Seminarraum)
A-8952 Irdning

BERICHT

2. Umweltökologisches Symposium

am 2. und 3. März 2010
am LFZ Raumberg-Gumpenstein

Organisation

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (LFZ)

Impressum

Herausgeber

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning
des Bundesministeriums für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Direktor

HR Mag. Dr. Albert Sonnleitner

Für den Inhalt verantwortlich

die Autoren

Redaktion

Brigitte Marold

Druck, Verlag und © 2010

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning
ISBN-13: 978-3-902559-41-8
ISSN: 1818-7722

Inhaltsverzeichnis

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich - Bedeutung für die Landwirtschaft.	5
P. SCHENKER und R. FENZ	
Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Bayern aus landwirtschaftlicher Sicht.	9
M. WENDLAND	
Bodenschutzstrategien in Österreich: Bedeutung für die Landwirtschaft.	15
A. BAUMGARTEN	
Agronomische Bodenschutzmaßnahmen und ihre Auswirkungen.	17
A. KLIK	
Boden- und Grundwasserschutz in Oberösterreich.	23
K. SELTENHAMMER	
Grundwasserprobleme aus der Sicht der Trinkwasserversorgung.	27
H. HERLICKA	
Effiziente und ineffiziente ackerbauliche Maßnahmen zum Grundwasserschutz.	31
J. ROBIER, J. FANK, G. DERSCH und F. FEICHTINGER	
Stickstoffflüsse auf Ackerland des Murtales in Hinblick auf grundwasserverträgliche Bewirtschaftung.	37
F. FEICHTINGER, G. DERSCH, J. FANK und J. ROBIER	
Erforderliche Maßnahmen und Umsetzungsoptionen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal-Grundwasserleiter.	43
J. FANK, G. DERSCH, F. FEICHTINGER und J. ROBIER	
Düngerverständnis und Düngerkonzept in der Biologischen Landwirtschaft.	51
W. STARZ	
Güllenährstoffmanagement für eine optimierte Nutzung der hofeigenen Düngerreserven.	57
E. SAUSENG	
Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter.	59
H. UNTERFRAUNER, W. SOMITSCH, R. PETICZKA, S. BRAUNEIS und M. SCHLAIPFER	
Bodenverdichtung und Gewässerschutz.	65
E. MURER und K. ZEHNER	
Bodenerosion und Gewässerschutz.	69
P. STRAUSS	
Phosphorabschwemmung von Graslandflächen in der Schweiz - Eintragspfade und Maßnahmen zur Verminderung.	73
V. PRASUHN	
Projekt „Saubere Seen“ - Untersuchungen zu Phosphorausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen.	79
M. DIEPOLDER und S. RASCHBACHER	
Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Hochwasser.	89
K. WAGNER, H. JANETSCHEK und J. NEUWIRTH	
Wie detailliert müssen sinnvolle Aufzeichnungen auf landwirtschaftlichen Betrieben sein?	93
F. X. HÖLZL	
Von der GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung) zum NGP (Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan).	99
M. FERSTL und H. STADLBAUER	

Der Einsatz digitaler Bodenkarten in der landwirtschaftlichen Umweltberatung anhand der Österreichischen Bodenkartierung bzw. der digitalen Bodenschätzreinkarte.	105
A. BEICHLER und A. BERNSTEINER	
Zeigerpflanzen für die Beurteilung des Bodenzustandes im Wirtschaftsgrünland.	111
A. BOHNER	
Maßnahmen zur grundwasserschonenden Landwirtschaft in Oberösterreich: Ergebnisse der Begrünungsversuche 2009.	121
Th. ÜBLEIS, M. GERSTL und Ch. RECHBERGER	

Vorwort

Die Böden haben zahlreiche Funktionen. Sie sind Lebensraum für Mikroorganismen, Pflanzen, Tiere und Mensch. Böden dienen der Lebensmittelproduktion und der Erzeugung organischer Rohstoffe. Sie filtern, puffern, transformieren, emittieren und speichern Wasser, Nähr- und Schadstoffe. Intakte Böden gewährleisten sauberes Grundwasser für eine Trink- und Nutzwassergewinnung. Böden sind somit eine wertvolle und schutzwürdige abiotische Ressource. Die landwirtschaftliche Nutzung von Böden kann allerdings zu deren Belastung führen. Insbesondere Erosion, Verdichtung und/oder Eutrophierung beeinflussen die Bodenfunktionen und können zu einer Belastung der Grund- und Oberflächengewässer führen. Die bodenkundliche Forschung ist in ihrer Bedeutung als Leitwissenschaft anzusehen, weil viele andere Bereiche darauf Bezug nehmen, bzw. darauf aufbauen. Es handelt sich um ein zukunftsweisendes, gesellschaftsrelevantes Strategiefeld – geht es im Kern ja um die Erhaltung unserer Lebensgrundlagen!

Das Generalthema des 2. Umweltökologischen Symposiums am LFZ Raumberg-Gumpenstein am 2. und 3. März 2010 lautet daher: Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Referenten sind Fachleute verschiedener Wissenschaftsdisziplinen aus dem In- und Ausland. Im Rahmen dieses zweitägigen Symposiums werden 22 Vorträge präsentiert. Die einzelnen Vortragsmanuskripte sind in diesem Symposiumband zusammengestellt. Das Programm wurde bewusst sehr breit angelegt. Themenschwerpunkte sind Wasserrahmenrichtlinie, Bodenrahmenrichtlinie, Boden- und Gewässerschutzmaßnahmen sowie Aufzeichnungspflichten in der Landwirtschaft.

Wir wünschen allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern ein interessantes Symposium sowie einen schönen Aufenthalt in der Gemeinde Irnding.

HR Prof. Mag. Dr. Albert Sonnleitner
Direktor

HR Mag. Dr. Anton Hausleitner
Leiter für Forschung und Innovation

des Lehr- und Forschungszentrums für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein (LFZ)

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich - Bedeutung für die Landwirtschaft

Paul Schenker¹ und Robert Fenz^{1*}

Zusammenfassung

Wasser ist ein wertvolles Gut. Wir alle sind auf unsere Gewässer angewiesen, sei es als Quelle für unser Trinkwasser und für Erholungszwecke, für die Landwirtschaft oder als Grundlage für die Energieerzeugung. Der gute Zustand aller Flüsse und Seen sowie des Grundwassers rückt durch die Verabschiedung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ins Licht gemeinschaftlicher Interessen.

Für einen nachhaltigen Gewässerschutz ist eine gewässerschonende Landwirtschaft besonders wichtig. Dies geschieht über das Aktionsprogramm Nitrat, das verpflichtende Maßnahmen enthält und wird durch die im ÖPUL-Programm vorgeschlagenen freiwilligen Maßnahmen unterstützt. Weitere freiwillige Maßnahmen und Initiativen sollen vor allem in Gebieten von größeren Trinkwasserversorgern bzw. gefährdeten Regionen verstärkt werden.

Summary

Water is a valuable asset. We all depend on our waters, either as a source for our drinking water and for recreational purposes, for agriculture or as a basis for energy production. The good condition of all rivers, lakes and groundwater moves through the adoption of the EU-Water Framework Directive in the light of community interests.

For a sustainable water protection a water-friendly agriculture is particularly important. This is done by the mandatory „Austrian Nitrates Action Programme“ and is supported by the voluntary measures proposed in the „Austrian ÖPUL-program“. Other voluntary measures and initiatives should be strengthened, especially in areas of major water providers and vulnerable regions.

Einleitung

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG) verfolgt das grundlegende Ziel, in allen Gewässern (Oberflächengewässer und Grundwasser) einen guten Zustand zu erreichen. Darunter wird für Grundwasser der gute chemische sowie der gute mengenmäßige Zustand und bei Oberflächengewässern ergänzend zum „guten chemischen Zustand“ auch der „gute ökologische Zustand“ verstanden. Damit soll in erster Linie die Erhaltung und die Verbesserung der aquatischen Umwelt mit deren empfindlichen Ökosystemen sowie eine gesicherte Wasserversorgung durch die entsprechenden einheitlichen rechtspolitischen Vorgaben über Staatsgrenzen hinweg gewährleistet werden. Im Detail soll dieses grundlegende Ziel über rechtsverbindliche Bewirtschaftungspläne in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union erreicht werden.

Wie die Ziele der WRRL in Österreich erreicht werden sollen, wird im ersten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) für die Flussgebietseinheiten Donau, Rhein und Elbe festgelegt. Der Entwurf zum NGP ist bereits einer intensiven Öffentlichkeitsbeteiligung unterzogen worden und wurde im Februar 2010 im WISA (Wasser Informationssystem Austria) unter <http://wisa.lebensministerium.at> veröffentlicht.

Im NGP werden alle Arbeitsschritte des Planungsprozesses, die Zielvorgaben, die wesentlichen Ergebnisse der Ist-Bestandsanalyse und der Überwachung sowie vor allem die Maßnahmen zur Erreichung der Umweltziele dargestellt.

Schwerpunkte des 1. Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes

Oberflächengewässer

Bei den Oberflächengewässern zeigt die Risikoanalyse, dass nur eine geringe Anzahl an Gewässern ein Risiko der Zielverfehlung auf Grund stofflicher Einträge (z.B. Einleitung von industriellem oder häuslichem Abwasser, Nährstoffabschwemmungen) aufweist. Bedingt durch die Anstrengungen (v. a. Errichtung von Kläranlagen) in den letzten Jahrzehnten liegen im Bereich der Wasserqualität von Oberflächengewässern nur noch wenige Probleme vor. Ein wesentlicher Teil der Fließgewässer ist durch deutliche Defizite bei den Abflussverhältnissen bzw. der Gewässerstruktur (Hydromorphologie) gekennzeichnet. In Österreich wird daher in Zukunft der Schwerpunkt der wasserwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Erhaltung und Entwicklung der Gewässer als Lebensräume zu legen sein. Ursache für Eingriffe in die Hydromorphologie sind in erster Linie Hochwasserschutzmaßnahmen und die Wasserkraftnutzung.

Grundwasser

Seit 1991 wird die Qualität der österreichischen Grundwässer und Flüsse unter einheitlichen Kriterien untersucht. Jährlich werden ca. 2.000 Grundwassermessstellen in 136

¹ Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Nationale Wasserwirtschaft - VII/1, Marxergasse 2, A-1030 WIEN

* Ansprechpartner: robert.fenz@lebensministerium.at

Grundwasserkörpern beprobt. Die meisten Untersuchungsparameter unterschreiten die in der Grundwasserschwellenwertverordnung vorgegebenen Werte deutlich. Trotzdem sind regional Belastungen bei Stickstoffverbindungen (insbesondere Nitrat) und Pflanzenschutzmitteln zu verzeichnen. Erhöhte Nitratgehalte im Grundwasser sind auf intensive landwirtschaftliche Bodennutzungen, auf Belastungen aus Siedlungsgebieten, insbesondere im Falle von undichten Entsorgungssystemen und Senkgruben, ungesicherte Deponien oder Altlasten und den atmosphärischen Eintrag zurückzuführen.

Die Bedeutung der österreichischen Landwirtschaft für den NGP

Oberflächengewässer

Hinsichtlich der stofflichen Belastung sind für die österreichischen Oberflächengewässer vor allem die Nährstoffe Stickstoff (v. a. Eintrag über das Grundwasser) und Phosphor (v.a. oberflächliche Abschwemmungen) von Relevanz, nicht zuletzt auch wegen der Bedeutung dieser Schadstoffe für die mögliche Eutrophierung der betroffenen Meeressgewässer (Schwarzes Meer, Nordsee). Die Untersuchungsergebnisse von Algen, Wasserpflanzen und wirbellosen Kleintieren am Gewässerboden zeigen, dass noch etwa 19 % der Flüsse Österreichs Nährstoffbelastungen aufweisen. Für die Trinkwasserqualität sind diese Beeinträchtigungen nur von geringer Bedeutung, da die Versorgung praktisch nur aus Grundwasservorkommen erfolgt.

Zu hohe Nährstoffkonzentrationen führen zu einem starken Algen- und Wasserpflanzenwachstum. Durch das Absterben von Pflanzen wird bei dem anschließenden bakteriellen Abbau Sauerstoff verbraucht, wodurch ein kritisches Sauerstoffdefizit entstehen kann. In den Fließgewässern und Seen ist überwiegend Phosphor der limitierende Faktor für die Eutrophierung, das heißt, dass das Algenwachstum durch niedrige Phosphorkonzentrationen begrenzt ist.

Grundwasser

Etwas anders ist die aktuelle Situation bezüglich Grundwasserbelastung, stellen hier vor allem die Einträge von Stickstoff und Pflanzenschutzmitteln aus Landbewirtschaftung signifikante Belastungen der Grundwasserqualität dar.

In Österreich werden auf ca. 23.000 km² landwirtschaftlich genutzter Fläche (extensives Grünland wie Almen nicht inkludiert) mehr als 100.000 t Stickstoff als Mineraldünger und über 160.000 t Stickstoff als Wirtschaftsdünger ausgebracht. Intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftungen auf Standorten mit seichten Böden sind in den meisten Fällen ausschlaggebend für eine Gefährdung von Grundwasserkörpern. Dies ist vor allem im Norden, Osten und Südosten Österreichs der Fall, wo zugleich ungünstig geringe Niederschlagsmengen (= geringe Verdünnung) der Regelfall sind (z.B. Marchfeld, Leibnitzer Feld, Traun-Enns-Platte).

Die Beurteilung der Auswirkungen der diffusen Belastungen kann auf Basis des seit 1990 bestehenden Gewässergüteüberwachungsmessnetzes (GZÜV, BGBl II 2006/479) in Österreich erfolgen.



Abbildung 1: Anzahl der Schwellenwertüberschreitungen zur Gesamtzahl der Messstellen in % (Schwellenwert = 45 mg/l)

Der Grenzwert für die Trinkwassernutzung liegt bei 50 mg für Nitrat. Von einer Gefährdung des Grundwassers spricht man bereits ab dem Vorsorgewert von 45 mg NO₃/l.

Die Entwicklung der Nitratsituation lässt sich durch die Anzahl der Schwellenwertüberschreitungen zur Gesamtzahl der Messstellen gut darstellen (siehe *Abbildung 1*). Nach der Datenauswertung für das Jahr 2007 ist bundesweit nach einem leichten Anstieg seit 2001 nunmehr wieder ein erkennbarer Rückgang der Nitrat-Schwellenwertüberschreitungen an den Grundwassermessstellen festzustellen.

Einige wenige Grundwasserkörper sind noch mit dem Pflanzenschutzmittel Atrazin bzw. Desthylatrazin belastet, bedingt durch das Einsatzverbot seit 1995 ist diese Problematik jedoch rückläufig. Überschreitungen des Schwellenwertes durch andere Schadstoffe (v. a. Pflanzenschutzmittel) sind auf wenige Fälle beschränkt, lokal betrachtet aber durchaus problematisch.

Maßnahmen zum Schutz von Grundwasser und Oberflächengewässer

Es gibt eine Fülle von bereits laufenden und aktuell in Planung befindlichen gesetzlichen bzw. freiwilligen Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers und von Oberflächengewässern vor diffusen Einträgen. Die wichtigsten im Bereich der Landwirtschaft werden in den folgenden Absätzen kurz beschrieben.

Gesetzliche Maßnahmen

Aktionsprogramm Nitrat

Das Aktionsprogramm Nitrat ist eine Verordnung nach § 55 I WRG und dient der Umsetzung der Nitratrichtlinie (91/676/EWG). Das bestehende Aktionsprogramm 2003 wurde im Jahr 2008 novelliert. Es enthält Vorgaben zum Schutz der Gewässer vor Einträgen durch Nitrat aus der Landwirtschaft. Es soll bestehende Gewässerverunreinigungen verringern und weiteren Gewässerverunreinigungen dieser Art vorbeugen. Die Einhaltung der Vorgaben ist verbindlich. Die Kontrolle erfolgt durch die Gewässeraufsicht und im Rahmen von „Cross-Compliance“ durch die Agrarmarkt Austria (AMA).

INVEKOS-Umsetzungs-Verordnung 2008

Nach der EU-Ratsverordnung Nr. 1782/2003 sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, Mindeststandards für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand festzulegen. Die entsprechenden Bestimmungen sind in der nationalen INVEKOS-Umsetzungs-Verordnung 2008 (BGBl II Nr. 31/2008 idF. BGBl. II Nr. 85/2009) enthalten.

So müssen z.B. bei der Bearbeitung von Flächen in Gewässernähe bestimmte Mindestabstände eingehalten werden.

Pflanzenschutzgrundsatzgesetz BGBl. I Nr. 140/1999 i.d.F. BGBl I Nr. 87/2005.

Pflanzenschutzmittelgesetz 1997, BGBl. I Nr. 60/1997 i.d.F. BGBl. I Nr. 55/2007

Pflanzenschutzmittel-Verbotsverordnung, BGBl. II Nr. 308/2002 i.d.F. BGBl. II Nr. 128/2004

Diese „Pflanzenschutzregelungen“ enthalten Beschränkungen bzw. Vorgaben bezüglich des Einsatzes von Pestiziden sowie die Zulassung, die Inverkehrbringung und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (in Umsetzung der Pflanzenschutzmittelrichtlinie 91/414/EWG).

Die derzeitigen Regelungen bezüglich Pflanzenschutzmittel werden durch zwei neue Rechtsvorschriften auf EU-Ebene ergänzt bzw. ersetzt.

Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln

Die Verordnung ist 2009 in Kraft getreten und gilt für Zulassungsanträge ab 14.06.2011. Sie enthält Bestimmungen über die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln in kommerzieller Form sowie über ihr Inverkehrbringen, ihre Verwendung und ihre Kontrolle innerhalb der Gemeinschaft.

Richtlinie 2009/128/EG über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für den nachhaltigen Einsatz von Pestiziden. Im Rahmen der Umsetzung der RRL Pestizide ist bis 2011 ein Nationaler Aktionsplan (NAP) zu erstellen, indem auch Maßnahmen erarbeitet werden sollen, die den Gewässerschutz und die Bestimmungen der WRRL unterstützen.

Freiwillige Maßnahmen

ÖPUL 2007-2013, Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft gemäß Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005

Dieses Programm enthält zahlreiche Maßnahmen, die den Gewässerschutz unterstützen, z.B.

- Einhaltung von Düngegrenzen, die geringer sind als jene des AP Nitrat
- Begrenzung der Viehdichte auf maximal 2 GVE/ha landwirtschaftliche Nutzfläche

- Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Ackerflächen und Grünlandflächen
- Begrünung von Ackerflächen, Mulch- und Direktsaat, Untersaat bei Mais
- Schlagbezogene Düngeaufzeichnungen
- Düngung nach N_{\min} Bodenproben für Spezialkulturen (Wein, Obst, Gemüse, Erdäpfel, Rübe, Erdbeeren).

Beratung und Bewusstseinsbildung

In den Bundesländern laufen Beratungsaktivitäten (z.B. Nitratinformationsdienst, Wasserschutzberatung), die oft von den Ämtern der Landesregierung und der Landwirtschaftskammer gemeinsam organisiert werden. In einigen Bundesländern werden die Messergebnisse von N_{\min} Untersuchungen auf ausgewählten Standorten und daraus abgeleitete Düngeempfehlungen für bestimmte Kulturen ins Internet gestellt.

Ausblick

Aufgrund der bekannt langen Grundwassererneuerungszeiten (7-30 Jahre), vor allem in den wasserwirtschaftlich bedeutenden Grundwasserkörpern im Osten und Nordosten Österreichs, kann der gute Zustand erst in mehreren Jahren bzw. Jahrzehnten erreicht werden.

Es wird davon ausgegangen, dass durch eine konsequente Umsetzung des Aktionsprogramms die Nitratbelastung des Grundwassers weiter reduziert werden wird. Die freiwilligen Maßnahmen des ÖPUL-Programms 2007-2013 werden dabei die Zielerreichung unterstützen. Darüber hinaus wird der bereits eingeschlagene Weg, vor allem in gefährdeten Gebieten mit spezifischen freiwilligen Maßnahmen (z.B. Beratung) den Gewässerschutz zu forcieren, weiterhin konsequent fortgeführt werden.

Literatur

- BMLFUW, 2009: Grüner Bericht 2009. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft.
- BMLFUW, 2009: Entwurf zum Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan.
- BMLFUW, 2009: Aktiv für unser Wasser – Lebende Flüsse saubere Seen.
- BMLFUW, 2008: EU Nitratrictlinie, Österreichischer Bericht.
- BMLFUW, 2007: Sonderrichtlinie des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft.
- BMLFUW, 2007: Österreichischer Bericht über die Überwachungsprogramme.
- BMLFUW, 2005: Österreichischer Bericht der Ist-Bestandsaufnahme – Zusammenfassung der Ergebnisse für Österreich.

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Bayern aus landwirtschaftlicher Sicht

Matthias Wendland^{1*}

Zusammenfassung

Mit der Umsetzung des landwirtschaftlichen Teiles der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist in Bayern die Landesanstalt für Landwirtschaft beauftragt. In diesem Rahmen wurden die Auswirkungen der Grundlegenden Maßnahmen beurteilt und geeignete Maßnahmen für Ergänzenden Maßnahmen vorgeschlagen. Die Grundlegenden Maßnahmen reichen nicht in allen Gebieten aus, den von der Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten Zustand bis 2015 zu erreichen. Mit den ergänzenden Maßnahmen kann bei entsprechender Beratung der Landwirte und ausreichender Förderung der Mehraufwendungen eine Verbesserung der Gewässerqualität erreicht werden.

Schlagwörter: Wasserrahmenrichtlinie, Umsetzung in der Landwirtschaft, Maßnahmen Gewässerschutz

Summary

In Bavaria the Bavarian State Research Centre for Agriculture is in charge of the implementation of the agricultural part of the EU-Water Framework Directive. Thus, the impacts of the „Basic Measures“ were assessed and suitable measures for „Supplementary Measures“ were proposed. The „Basic Measures“ are not sufficient in all regions in order to achieve the „Good Condition“ according to the EU-Water Framework Directive until the year 2015. By means of the „Supplementary Measures“ it is possible to attain an improvement of the water quality in case of a suitable advice of the farmers and an adequate aid of the additional expenditures.

Keywords: EU-water Framework Directive, implementation in agriculture, measures concerning water protection

Einleitung

Nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie sollen die Gewässer bis 2015 in einem guten Zustand sein. Dafür müssen bis 2009 für alle europäischen Flussgebiete abgestimmte Bewirtschaftungspläne erstellt werden. Diese Pläne beschreiben den Zustand der Gewässer und beinhalten als wesentlichen Bestandteil die Maßnahmen, die zur Erreichung und Erhaltung des guten ökologischen Zustandes der Gewässer notwendig sind. Bei den Maßnahmen werden zwei Kategorien unterschieden:

1. Grundlegende Maßnahmen sind zu erfüllende Mindestanforderungen, die auf bestehenden oder zu erwartenden Rechtsvorschriften basieren. Zusätzlich können Effekte berücksichtigt werden, die sich aufgrund wirtschaftlicher oder natürlicher Prozesse ergeben.
2. Ergänzende Maßnahmen sind zusätzlich für die Gewässer in die Maßnahmenprogramme aufzunehmen, für die die grundlegenden Maßnahmen nicht ausreichen, um das gewünschte Ziel zu erreichen.

Die Landwirtschaftsverwaltung ist beim Vollzug der Wasserrahmenrichtlinie für die Erstellung der Maßnahmenprogramme im Bereich gewässerschonende Landbewirtschaftung zur Reduzierung des Nährstoffeintrages aus diffusen Quellen verantwortlich. Die Landesanstalt für Landwirtschaft hat für die 10 bayerischen Planungsräume die Wirkung grundlegender Maßnahmen abgeschätzt (Baseline-Szenario). Zudem wurde für die Gebiete, in denen

die Gewässer in größerem Ausmaß durch diffuse Nährstoffeinträge belastet sind, ergänzende Maßnahmen ausgewählt. Dies wurde auf der Ebene von Grundwasserkörpern bzw. Betrachtungsräumen durchgeführt.

Grundlegende Maßnahmen

Einfluss der grundlegenden Maßnahmen auf landwirtschaftliche Parameter

Die grundlegenden Maßnahmen sind in Artikel 11 (3) der Wasserrahmenrichtlinie beschrieben. Sie umfassen die zu erfüllenden Anforderungen bestehender oder zu erwartender Rechtsvorschriften. Als bedeutsame Regelungen für die Erreichung des guten Zustandes der Gewässer wurden die Düngeverordnung, die Vorgaben von Cross Compliance (CC) und die neue „Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe“ (VAwS) berücksichtigt und deren Einfluss auf die Qualität des Grundwassers und die der Oberflächengewässer auf Planungsraumbene abgeschätzt und berechnet. Ergänzend wurde das ab Mitte 2010 gültige Erosionskataster mit seinen Auswirkungen betrachtet. Der Umfang der Veränderungen wurde anhand der Entwicklungen der letzten Jahre abgeschätzt. Mögliche Auswirkungen des Klimawandels fanden keine Beachtung, da keine Prognosezahlen bis zum Jahr 2015 vorliegen.

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, Lange Point 12, D-85354 FREISING

* Ansprechpartner: matthias.wendland@lfl.bayern.de

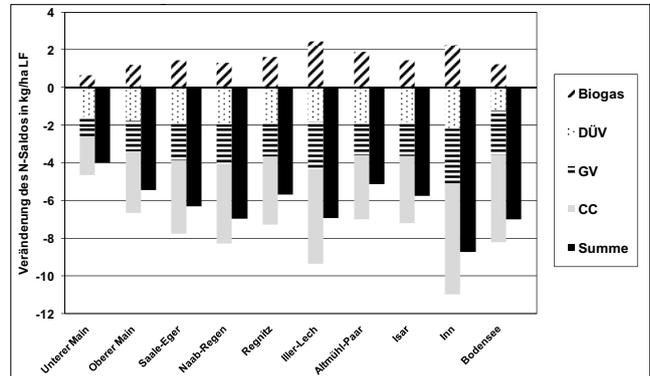
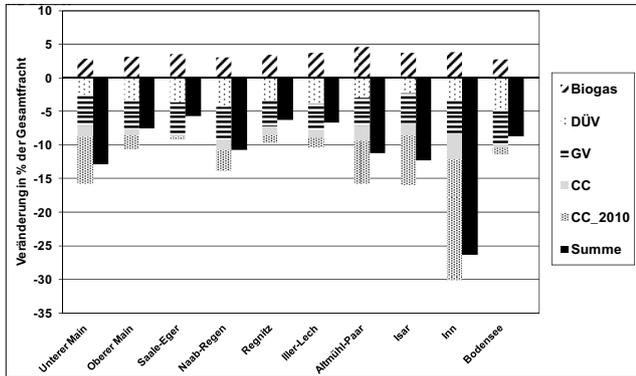


Abbildung 1: Auswirkungen der grundlegenden Maßnahmen auf den Phosphorabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen

Abbildung 2: Auswirkungen der grundlegenden Maßnahmen auf den Stickstoffsaldo

Tabelle 1: Maßnahmenkatalog „Gewässerschonende Landwirtschaft“

Nr.	Maßnahmen	Beurteilung der potenziellen Verbesserung der Belastungssituation der Gewässer		Kontrollierbarkeit
		N (primäre Wirkung auf Grundwasser)	P und Bodeneinträge (primäre Wirkung auf Oberflächengewässer)	
Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor Nährstoff- und Bodeneinträgen				
1	Bewirtschaftungsmaßnahmen			
1-1	Betriebsbewirtschaftung nach Kriterien des ökologischen Landbaus	++	++	+++
1-2	Umwandlung von Ackerland in Grünland (+++ bei P: sehr hohe Wirkung nur bei Hanglage)	+++	++(+)	+++
1-3	Stilllegung mit gezielter Begrünung	++	++	+++
1-4	Verzicht auf Grünlandumbruch (+++ bei P: sehr hohe Wirkung nur bei Hanglage)	+++	++(+)	+++
1-5	Umbruchlose Grünlanderneuerung	++	++	++
1-6	Wiesennachsaat auf lückigen Grünlandbeständen	++	++	+
1-7	Umbruch von Feldfutter nur im Frühjahr	+	+	++
1-8	Zwischenfruchtanbau (ohne Leguminosen), Einarbeitung im Frühjahr (Winterbegrünung) (+++ bei N: nur bei winterharten Zwischenfrüchten; +++ bei P: sehr hohe Wirkung nur bei Hanglage)	++(+)	++(+)	++
1-9	Mulchsaat bei Reihenkulturen (z.B. Mais, Rüben, Kartoffeln, Sonderkulturen) (+++ bei P: sehr hohe Wirkung nur in erosionsgef. Lagen und Überschwemmungsgebieten)	++	++(+)	+++
1-10	Direktsaat (+++ bei P: sehr hohe Wirkung nur in erosionsgef. Lagen und Überschwemmungsgebieten) 2)	+	++(+)	+++
1-11	Ausgeglichene Nährstoffbilanz	++	++	0
1-12	Gewässerschonende Fruchtfolge (z. B. Verzicht auf Raps, Kartoffeln, Sonderkulturen)	++	0	+++
1-13	Untersaat in Mais vor Mais	+	++	++
1-14	Zwischenfruchtanbau (ohne Leguminosen), Einarbeitung im Herbst	+	+	++
1-15	Zwischenfruchtanbau (mit Leguminosen), Einarbeitung im Herbst	0	+	++
1-16	Stilllegung der Ackerflächen mit einer Bodenzahl < 20	+	+	+++
1-17	Stilllegung mit Selbstbegrünung	+	+	+++
1-18	Verzicht auf Wachstumsregulatoren	+	0	0
1-19	Hanglängen verkürzen (Ranken, Gräben, Dämme, Furchen)	0	+++	+++
1-20	Mind. 15 m breiter Grünstreifen im Hangbereich als Erosionsschutz	0	+	+++
1-21	Gewässerrandstreifen	0	+	+++
1-22	Anlage von begrünten Abflusswegen in Geländemulden	0	+++	+++
1-23	Ausreichender Abstand von Gewässern bei Weidehaltung	++	++	+++

Tabelle 1: Maßnahmenkatalog „Gewässerschonende Landbewirtschaftung“ (Fortsetzung)

2	Düngung			
2-1	Bedarfsermittlung für N im Frühjahr aufgrund von Bodenuntersuchungen	++	0	+++
2-2	Verzicht auf organische und mineralische Düngung	++	++	++
2-3	Verzicht auf mineralische Düngung	++	+	++
2-4	Kein mineralischer N-Dünger auf Wiesen	+	0	+
2-5	Gülleabgabe	++	++	0
2-6	Begrenzung der Gülleaufbringung	++	++	0
2-7	Nitrifikationshemmer in Gülle zu Früchten mit spätem Vegetationsbeginn (ohne Möglichkeit der Gülleausbringung in den wachsenden Bestand; z.B. Mais, Kartoffel, Rüben)	+	0	++
2-8	Einsatz langsamwirkender N-Dünger auf flachgründigen Böden	+	0	++
2-9	Bei Hackfrüchten (Mais, Kartoffeln) stabilisierte N-Dünger verwenden	+	0	++
2-10	Ausbringzeit von N-Dünger auf bestimmte Wuchsstadien beschränken	++	0	+
2-11	Ausbringung von flüssigen organischen Düngern auf AF nach Ernte der Hauptfrucht nur vor WRaps, WGerste und Zwischenfrüchten	++	0	++
2-12	Keine Wirtschafts- und andere P-Dünger bei erhöhten P-Gehalten im Boden („D“, „E“) ++ bei P: hohe Wirkung nur in erosionsgef. Lagen	0	+(+)	++
2-13	Reihendüngung	+	0	+
2-14	Keine P-haltigen Dünger auf moorige oder anmoorige Flächen	0	++	+
2-15	Unterfußdüngung	0	+	+
2-16	Ausreichender Abstand von Gewässern +++ bei P: sehr hohe Wirkung nur in erosionsgef. Lagen	+	++(+)	+
3	Fütterung			
3-1	N, P-reduzierte Fütterung bei Schweinen und Geflügel	+	+	++
3-2	Phasenfütterung bei Schweinen und Geflügel	+	+	++
4	Technik			
4-1	Ausreichend Güllelagerraum	++	++	+++
4-2	Rückbau von Entwässerungseinrichtungen/Dränleitungen	+	++	+++
4-3	Reduzierung des Bodendrucks (z.B. Reifendruckregelanlage, Breitreifen)	0	+	+++
4-4	Einsatz spezieller Ausbringtechnik für Gülle bei notwendiger Kopfdüngung oder zu Grünland (Schlitzgerät, Schleppschlauch)	0	++	+++
4-5	Teilflächenspezifische Bewirtschaftung	+	+	++
5	Beratung			
5-1	Einzelbetriebliche Beratung	+++	+++	+++
5-2	Maßnahmenbezogene Förderung (z.B. freiwillige Vereinbarungen, Kooperation)	++	++	+++

1) Mulchsaat: Bestellung nach nichtwendender Bodenbearbeitung in ein Saatbett mit Pflanzenresten, die erosionsmindernde Wirkung haben

2) Direktsaat: Bestellung mit spezieller Direktsaatmaschine ohne Saatbettbereitung in die Reste der Vorkultur bzw. in einen abgestorbenen Pflanzenbestand

Legende

Beurteilung der potenziellen Verbesserung der Belastungssituation

- +++ = sehr groß
- ++ = groß
- + = gering
- o = keine nennenswerte Wirkung

Kontrollierbarkeit

- +++ = sehr gut
- ++ = gut
- + = gering
- 0 = Kontrollen sehr aufwändig

In *Abbildung 1* sind die Auswirkungen der grundlegenden Maßnahmen auf den Phosphorabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen dargestellt. Die Regelungen der Düngeverordnung, von CC und der Rückgang des GV-Besatzes reduzieren den Eintrag. Die Höhe des Rückganges ist abhängig vom Anteil der erosionsgefährdeten Flächen, der Länge der Oberflächengewässer, dem Anteil LF an der Gesamtfläche und dem GV-Besatz in den jeweiligen Planungsräumen. Der zunehmende Energiepflanzenanbau, insbesondere die Erzeugung von Substraten für Biogasanlagen und die damit verbundene Ausbringung von flüssigen Gärresten erhöht das Risiko des P-Eintrages in Oberflächengewässer. Als Basis wurde die Anzahl der Biogasanlagen und ihre Verteilung im Jahr 2006 gewählt und eine Steigerung um ca. 5 % der elektrischen Leistung bis 2015 angenommen. Die grundlegenden Maßnahmen führen abhängig von den Gegebenheiten im jeweiligen Planungsraum in der Summe zu einer

Reduzierung der P-Fracht je ha LF in % der Gesamtfracht zwischen 5 und 25 %.

Abbildung 2 zeigt die Auswirkungen der grundlegenden Maßnahmen auf grundwasserbeeinflussende Faktoren. Bezugsparameter für die Beurteilung ist der Stickstoffsaldo je ha LF. Die Vorgaben der Düngeverordnung und von Cross Compliance sowie die Abnahme des Viehbesatzes senken den Stickstoffsaldo, während der Energiepflanzenanbau zu einer Steigerung führt. Insgesamt verbessert sich der N-Saldo bezogen auf die LF um Werte zwischen 4 und 11 kg N/ha.

Ergänzende Maßnahmen

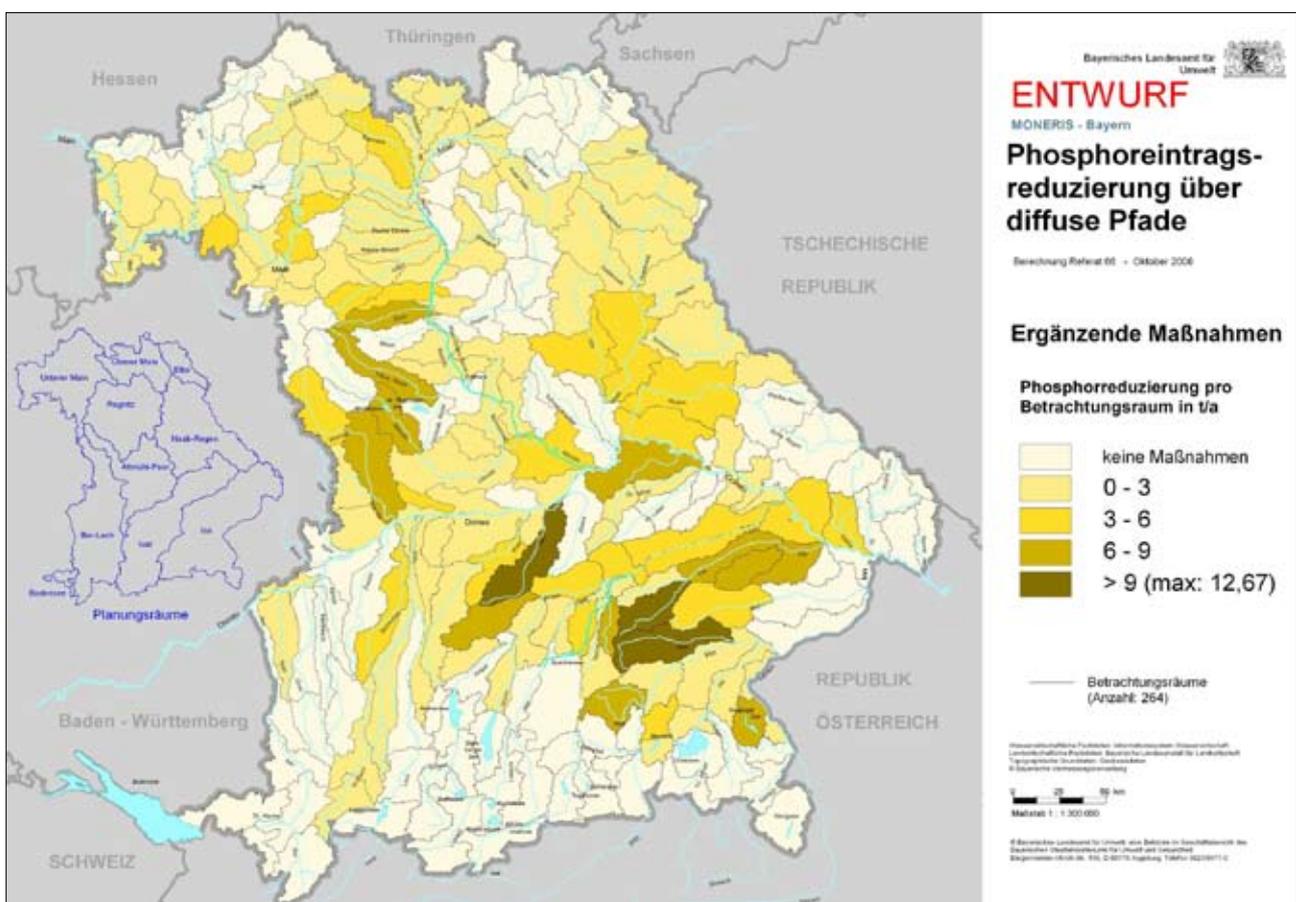
In einigen Gebieten reichen die Grundlegenden Maßnahmen nicht aus, den nach der WRRL geforderten guten Zustand der Gewässer zu erreichen. Die Wasserwirtschaftsver-

Tabelle 2: Ergänzende Maßnahmen für Oberflächengewässer

Maßnahme	ha
Mulchsaat Reihenkulturen	155.857
Direktsaat	61.981
Zwischenfruchtanbau Umbruch Frühjahr	39.301
Ökologischer Landbau	23.382
Gewässerrandstreifen	13.729
Wiesennachsaat lückiger Bestände	5.480
Verzicht auf organische und mineralische Düngung	4.381
Einzelbetriebliche Beratung	1.610.581

Tabelle 3: Ergänzende Maßnahmen für Grundwasser

Maßnahme	ha
Zwischenfruchtanbau Umbruch Frühjahr	93.627
Direktsaat	62.611
Gewässerschonende Fruchtfolge	59.479
Flüssige org. Dünger im Herbst nur zu Raps, Gerste, ZWF	38.185
Mulchsaat Reihenkulturen	34.616
Ökologischer Landbau	23.382
Stilllegung	13.908
Kein mineralischer N auf Wiesen	13.196
Stabilisierte N-Dünger Hackfrüchte	13.193
N-Bedarfsermittlung im Frühjahr	11.615
Zwischenfruchtanbau Einarbeitung Herbst	11.491
Einzelbetriebliche Beratung	808.926

**Abbildung 3: Phosphorreduzierung im Oberflächengewässer durch ergänzende Maßnahmen**

waltung meldete im Frühsommer 2008 den Ämtern für Landwirtschaft und Forsten die Oberflächen- und Grundwasserkörper, bei denen die Erreichung des guten Zustandes bis 2015 nur mit grundlegenden Maßnahmen nicht zu erwarten ist und die nach den Ergebnissen des Nährstoffeintragsmodells Moneris-Bayern einen hohen diffusen Nährstoffeintrag aufweisen. Für diese Gebiete wählte die Landwirtschaftsverwaltung Ergänzende Maßnahmen aus. Grundlage dafür stellte der „Maßnahmenkatalog Gewässerschonende Landbewirtschaftung“ dar, der bereits 2005 von der LfL und dem Landesamt für Umwelt (LFU) erarbeitet wurde (Tabelle 1). In diesem Katalog sind die fachlich sinnvollen Maßnahmen aufgelistet und in ihrer Wirkung

bewertet, die aus Versuchen, der Literatur, Pilotvorhaben sowie aus Kooperationen im Gewässerschutz bekannt sind und effektiv und kostenoptimiert zum Gewässerschutz beitragen.

Oberflächengewässer

Bei der Auswahl durch die Ämter für Landwirtschaft wurden die erosionsgefährdeten Flächen im Betrachtungsraum, das maximal mögliche Reduktionspotential bei 100 %-iger Anwendung von Mulchsaat auf diesen Flächen sowie die derzeitigen Anbauverhältnisse einbezogen. Neben der Auswahl der Maßnahmen wurden auch die potenzielle Ak-

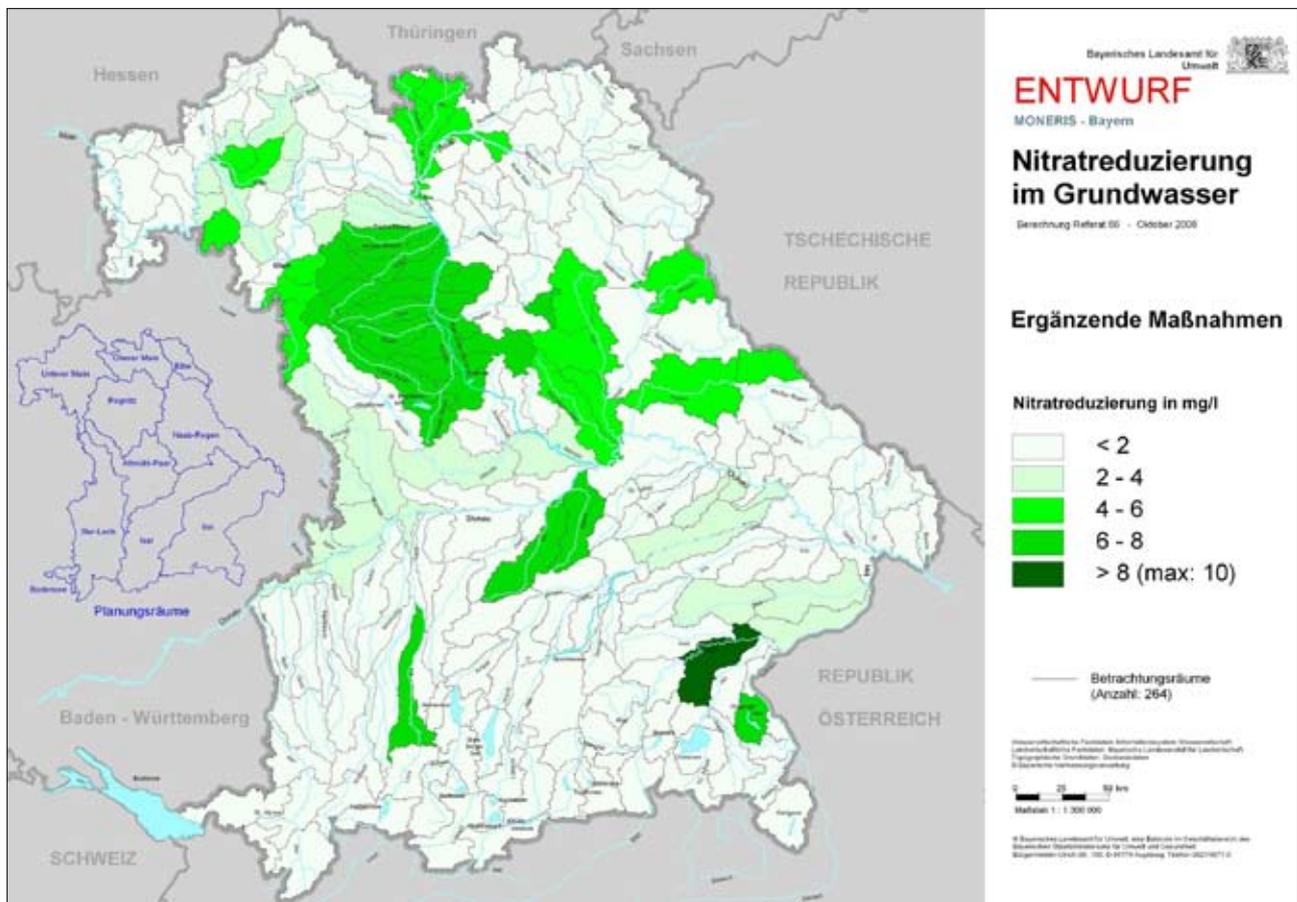


Abbildung 4: Nitratreduzierung im Grundwasser durch ergänzende Maßnahmen

zeptanz sowie die Umsetzung der Maßnahmen abgeschätzt. Positive Effekte mit der höchsten Kosten-Nutzeneffektivität werden von der Mulchsaat, der Anlage von Gewässerrandstreifen und dem Zwischenfruchtanbau erwartet (Tabelle 2). Eine unabdingbare, wichtige Voraussetzung für die Umsetzung der erosionsmindernden Maßnahmen ist eine intensive Beratung der Landwirte, bei der betriebsspezifische Möglichkeiten besprochen und umgesetzt werden. Die einzelbetriebliche Beratung ist besonders für die Verbesserung der Qualität von Oberflächengewässern wichtig, da es aus Kosten- und Effizienzgründen darauf ankommt, die Maßnahmen vorrangig auf den Flächen durchzuführen, von denen eine hohe Belastung ausgehen kann. Nur dann lässt sich der Phosphoreintrag wie in *Abbildung 3* dargestellt um bis zu maximal 12,67 t je Betrachtungsraum verringern. Bei der Modellierung wurde davon ausgegangen, dass die ergänzenden Maßnahmen vorrangig auf den Flächen umgesetzt werden, die eine direkte Anbindung an Oberflächengewässer und damit das größte Gefährdungspotential haben. Würden die Maßnahmen auf alle erosionsgefährdeten Flächen verteilt, wäre die Eintragsreduzierung wesentlich geringer.

Grundwasser

Ergänzende Maßnahmen zur Verminderung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser sind ebenfalls im Katalog „Gewässerschonende Landwirtschaft“ enthalten und nach ihrer Wirksamkeit eingestuft. Um den regions-

spezifischen Verhältnissen Rechnung zu tragen, bezogen die Ämter für Landwirtschaft und Forsten die derzeitigen Anbauverhältnisse, den Viehbesatz sowie die geologischen und klimatischen Verhältnisse in den Entscheidungsprozess ein. Die in *Tabelle 3* aufgelisteten Maßnahmen wurden vorrangig ausgewählt. Als bedeutende Maßnahme, die für alle belasteten Grundwasserkörper an erster Stelle genannt wurde, gilt die gewässerschutzorientierte Beratung. Diese sollte auf die Erfahrungen aus den Kooperationen in Wasserschutzgebieten aufbauen, in denen Wasserversorger und Landwirte intensiv zusammenarbeiten. Bei der Auswahl der Maßnahmen wurde von den Ämtern für Landwirtschaft und Forsten auch die Akzeptanz und die Umsetzung der Maßnahmen berücksichtigt und die voraussichtliche Reduzierung des Nitratgehalts im Grundwasser abgeschätzt. Die Ergebnisse wurden vom LfU auf Betrachtungsraumbene zusammengefasst und sind aus *Abbildung 4* ersichtlich. Bei optimaler Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen kann der Nitratgehalt bis maximal 10 mg/l reduziert werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Verbesserungen in Abhängigkeit von der Geologie des Standortes erst nach einem längeren Zeitraum messbar sein können.

Landwirtschaftliche Beratung

Zur Umsetzung der Maßnahmen in der Fläche wurden im Oktober 2009 sogenannte Wasserrahmenrichtlinienberater eingestellt, die an ausgewählten Ämtern für Landwirtschaft

und Ernährung das Fachpersonal unterstützen sollen. Die vom Staatsministerium zugestandenen 12 Voll-AK teilen sich 18 Beraterinnen und Berater. Ihre Aufgabe ist, in Gruppen- und Einzelberatungen für die Umsetzung der ergänzenden Maßnahmen zu werben und die Landwirte durch förderungs- und produktionstechnische Beratung zu unterstützen. Der Landesanstalt für Landwirtschaft obliegt die Koordinierung der Beratung.

Fazit

Die grundlegenden Maßnahmen tragen zur Erhaltung und Verbesserung des Zustandes der Gewässer bei. Da die neueren gesetzlichen Vorgaben, insbesondere die Düngeverordnung, mehr Auflagen zum Schutz der Oberflächengewässer enthalten, ist der Effekt auf die Qualität der Oberflächengewässer stärker als auf die Qualität des Grundwassers. Der gute Zustand belasteter Gewässer kann mit grundlegenden Maßnahmen alleine nicht erreicht werden, so dass für diese Gebiete die von den Ämtern für Landwirtschaft und Forsten ausgewählten ergänzenden Maßnahmen im Einzugsgebiet vorzusehen sind. Diese gehen über die Forderungen der „guten fachlichen Praxis“ hinaus und sind daher finanziell auszugleichen. Ein Teil der Maßnahmen ist bereits im neuen Bayerischen Kulturlandschaftsprogramm (Verpflichtungs-

zeitraum 2009 bis 2013) enthalten. Erfahrungen aus der Praxis und aus Pilotvorhaben zeigen, dass sich ein hoher Akzeptanzgrad nur durch eine intensive einzelbetriebliche Beratung erreichen lässt.

Literatur

- DIE EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE UND IHRE UMSETZUNG IN BAYERN, <http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/>
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, Handlungsanleitung: Aufstellen von Maßnahmenprogrammen im Rahmen der Bewirtschaftungspläne 2009 nach EG-WRRL, Arbeitsfassung 18.04.2008
- EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE (WRRL), http://www.lfw.bybn.de/Planung/eu_wrrl/
- MAßNAHMENKATALOG GEWÄSSERSCHONENDE LANDBEWIRTSCHAFTUNG, <http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/bewirtschaftungsplanung/maassnahmenprogramme/index.htm>
- VERORDNUNG ÜBER DIE ANWENDUNG VON DÜNGEMITTELN, BODENHILFSSTOFFEN, KULTURSUBSTRATEN UND PFLANZENHILFSMITTELN NACH DEN GRUNDSÄTZEN DER GUTEN FACHLICHEN PRAXIS BEIM DÜNGEN (DÜNGEVERORDNUNG – DÜV), Bundesgesetzblatt Jahrgang 2007 Teil I Nr. 7, ausgegeben zu Bonn am 5. März 2007.
- RÖHLING, I. und U. KEYMER, 2007: Biogasanlagen in Bayern 2006, Ergebnisse einer Umfrage.

Bodenschutzstrategien in Österreich: Bedeutung für die Landwirtschaft

Andreas Baumgarten^{1*}

Zusammenfassung

Bodenschutz ist in Österreich nicht einheitlich geregelt, sondern wird in zahlreichen Einzelmaßnahmen – sowohl legislativ als auch über Förderungen – abgehandelt. Je nach Norm stehen dabei entweder der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und Bodenfunktionen sowie der Schutz vor negativen Beeinflussungen wie z.B. Schadstoffeinträgen, Erosion und Verdichtung (z.B. Bodenschutzgesetze der Länder, Klärschlammverordnungen, ÖPUL) oder der Schutz von anderen durch den Boden beeinflussten Umweltmedien (z.B. Wasserrechtsgesetz, Abfallwirtschaftsgesetz, Altlastensanierungsgesetz) im Vordergrund. Zunehmend gewinnen auch Raumordnungsaspekte zum quantitativen Bodenschutz – etwa bei Umweltverträglichkeitsprüfungen – an Bedeutung.

Die unmittelbarste Relevanz für die Landwirtschaft ergibt sich derzeit sicherlich aus einzelnen Maßnahmen des ÖPUL. Die Evaluierung zeigt, dass sich die beabsichtigten positiven Effekte teilweise bereits abzeichnen. Aufgrund der bodenkundlichen und klimatischen Unterschiede in Kleinproduktionsgebieten erscheint jedoch eine Bewertung nur in diesem oder in einem noch kleinräumigeren Maßstab sinnvoll. Dies sollte auch in der aktuellen Diskussion um die Klimawirksamkeit des landwirtschaftlich genutzten Bodens sowohl als Kohlendioxid – Senke als auch als potenzielle Quelle von Methan oder Lachgas berücksichtigt werden. Allerdings steht die dafür erforderliche Datenbasis derzeit nicht im ausreichenden Umfang zur Verfügung. Es sollte daher einerseits ein Konzept für ein maßnahmenorientiertes Bodenmonitoring entwickelt, andererseits aber auch eine Koordination und gemeinsame Auswertung der in Österreich durchgeführten mittel- und langfristigen Feldversuche durchgeführt werden. Basierend auf diesen Daten sind Aussagen zur Effektivität und zum Mehrwert von Bodenschutzmaßnahmen möglich, die ihrerseits als Grundlage einer Verbesserung der Bodenschutzstrategien herangezogen werden können.

Summary

Soil protection in Austria is based on several individual measures, both on a legal and voluntary basis. Depending on the measure, either soil fertility combined with soil protection (e.g. by pollution, erosion or compaction) or the protection of the adjacent environmental compartments like water are in the focus. Furthermore, land use planning aspects are gaining more and more importance with respect to quantitative soil protection. The most important impact on agricultural soil protection is derived from the Austrian program for environmental friendly agriculture (ÖPUL). The evaluation of several measures imposed by this program has shown that the intended positive effects for the soil are observable. Due to the local differences of soil and climate in the production areas this evaluation can only be used on a relatively small scale. This fact should be kept in mind while discussing the influence of soil on climate change – either as a sink for carbon dioxide or a source for methane or nitrous oxide. However, at this moment the requested database is not available. As a future strategy, the following measures should be taken: First to develop a soil monitoring system based on agricultural use and measure, secondly to coordinate and concertedly interpret all the Austrian field trials. Based on these data, the evaluation of soil protection measures with respect to their effectiveness and further benefits is possible.

¹ Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH, Institut für Bodengesundheit und Pflanzenernährung, Spargelfeldstraße 191, A-1220 WIEN

* Ansprechpartner: andreas.baumgarten@ages.at

Agronomische Bodenschutzmaßnahmen und ihre Auswirkungen

Andreas Klik^{1*}

Zusammenfassung

Seit 1994 wird an drei Standorten in Niederösterreich ein Feldversuch durchgeführt, um die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Bodenerosion, Oberflächenabfluss, Nährstoff- und Pestizidverluste sowie auf den Pflanzenertrag zu untersuchen. Folgende Varianten werden verglichen: 1) konventionelle Bodenbearbeitung (KV), 2) konservierende Bodenbearbeitung (KS) und 3) Direktsaat (DS). Im Vergleich zu KV führte konservierende Bearbeitung und Direktsaat im Mittel zu Erosionsverminderungen zwischen 66 und 83 %. Die Verluste an Nährstoffen korrelierten eng mit der Höhe des Bodenabtrages. Insgesamt reduzierten sich die Stickstoffverluste durch KS und DS um 58 bzw. 72 % und die Phosphorverluste um 62 bzw. 86 %. Durch KS und DS wurde um 65 bzw. 77 % weniger organischer Kohlenstoff abgeschwemmt. Eine Verringerung des Bodenabtrages hatte auch geringere oberflächliche Pestizidverluste zur Folge. Nach einer rd. fünf Jahre dauernden Umstellungsphase mit Ertragseinbußen gegenüber KV, erzielten die Varianten mit reduzierter Bearbeitungsintensität infolge verbesserter Bodenqualität stabile bzw. höhere Erträge.

Die Ergebnisse zeigen, dass Bodenbewirtschaftungssysteme mit reduzierter Bearbeitungsintensität wirkungsvollen Erosionsschutz bei gleichzeitiger Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit darstellen. Nichtsdestotrotz müssen standortspezifische Bedingungen wie Boden- und Klimavoraussetzungen bei der Auswahl der geeigneten Schutzmaßnahme berücksichtigt werden.

Schlagwörter: Bodenbearbeitung, No-Till, Bodenerosion, Oberflächenabfluss

Summary

In 1994 a field experiment started at three locations in Austria to evaluate the effect of different tillage systems on soil erosion, surface runoff, nutrient and pesticide losses as well as crop yield. Following treatments were compared: 1) conventional tillage (KV), 2) conservation tillage (KS) and 3) direct seeding (DS). Compared to conventional tillage, conservation tillage and no-till reduced soil loss on average by 66 % and 83 %, respectively. The loss of nutrients was strongly linked to soil loss. Overall, CS and DS reduced nitrogen loss by 58 % and 72 % and phosphorus loss by 62 % and 86 %. Reductions in the loss of organic carbon were 65 % for CS and 77 % for DS. Associated with a decrease in soil erosion a high reduction of losses of pesticides was determined. After an adoption time of about five years with lower crop yields, improved soil quality due to reduced tillage intensity led also to stable yields comparable to or higher than under CT.

The results show that reduced tillage practices are efficient methods to prevent soil erosion and to improve the functions of agriculturally used soils. Nevertheless site specific conditions like soil and climate have to be considered when choosing the proper erosion control measure.

Keywords: soil tillage, no-till, soil erosion, surface runoff

Einleitung

Für eine nachhaltige Bodennutzung ist es wichtig, dass ein Boden alle seine Funktionen wie Produktions-, Speicher- sowie Filter- und Pufferfunktion aufrecht erhält. Bodenverluste durch Wasser- oder Winderosion beeinträchtigen diese Bodenfunktionen wesentlich und stellen daher eine Bedrohung für die Böden dar. Gleichzeitig führt der durch Erosion hervorgerufene Sedimentaustrag zu gravierenden Umweltproblemen (VERSTAETEN et al. 2006). Es müssen daher geeignete Bodenschutzmaßnahmen gefunden und angewendet werden, welche eine nachhaltige Bodennutzung bei gleichzeitiger Erhaltung und Verbesserung der Bodenqualität ermöglichen. Dies ist vor allem bei Berücksichtigung möglicher zukünftiger globaler Veränderungen wichtig.

Konservierende Bodenbearbeitungsverfahren, welche eine Verringerung der Bearbeitungstiefe und -intensität bei gleichzeitiger Erhöhung der Bodenbedeckung durch Pflanzenreste verbinden, werden in den USA bereits seit mehr als 40 Jahren angewendet. Zahlreiche Studien zeigen die erosionsmindernde Wirkung dieser konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren auf (MANNERING 1987, MEYER et al. 1999, RHOTON et al. 2002, TEBRÜGGE and DURING 1999, KLAGHOFER und STRAUSS 2006).

Seit 1994 werden an drei Standorten in Niederösterreich in einem Feldversuch die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren auf Bodenerosion und Oberflächenabfluss, auf die oberflächliche Verlagerung von Nährstoffen und Pestiziden sowie auf den Pflanzenertrag

¹ Department of Water, Atmosphere and Environment, Institute of Hydraulics and Rural Water Management, BOKU - University of Natural Resources and Applied Life Sciences Vienna, Muthgasse 18, A-1190 Vienna

* Ansprechpartner: andreas.klik@boku.ac.at

untersucht. Zusätzlich wurden mögliche Veränderungen wesentlicher bodenphysikalischer Kennwerte analysiert. Bei den untersuchten Varianten handelte es sich um:

- Konventionelle Bodenbearbeitung mit und ohne Wintergründecke (KV)
- Konservierende Bodenbearbeitung mit Wintergründecke (KS)
- Direktsaat mit Wintergründecke (DS).

Material und Methoden

Die Erosionsuntersuchungen erfolgten an den Standorten Mistelbach, Pixendorf bei Tulln und Pyhra bei St. Pölten. Die mittleren Jahresniederschläge der drei Standorte liegen zwischen 645 und 947 mm, Jahrestemperaturen reichen von 9,4 °C bis 10,4 °C. Bei den Bodenarten handelt es sich um Lehm und schluffigen Lehm bei Hangneigungen zwischen 5 und 16 % (Tabelle 1).

Bodenabtrag und Oberflächenabfluss von 45 bzw. 60 m² großen Erosionsflächen wurden für jedes erosive Ereignis gemessen (KLIK 2003). Repräsentative Proben von Abfluss und Sediment wurden auf Nährstoffe und Pestizide untersucht (KLIK et al. 2004). In den Jahren 2002 und 2003 wurde zusätzlich in Mistelbach bei allen Varianten der Bodenwassergehalt mit Hilfe von FDR-Sensoren in 10 cm Tiefenabschnitten bis in eine Tiefe von 1 m kontinuierlich erfasst. Als Fruchtfolge war Mais-Wintergetreide vorgesehen. In Mistelbach befanden sich neben Mais und Getreide auch Zuckerrübe und Sonnenblume in der Fruchtfolge. Jährlich erfolgte eine genaue Bestimmung der Ernterträge.

Die Berechnung der Erosivität der Niederschläge erfolgt anhand der Formel von BROWN and FOSTER (1987) über die Niederschlagsintensität i_m , welche in 5-Minuten Intervallen aufgezeichnet wird. Für jeden Zeitabschnitt wird die Einheitsenergie e_m in MJ.ha⁻¹.mm⁻¹ mit

$$e_m = 0,29 \cdot [1 - 0,72 \cdot e^{-0,05 i_m}]$$

berechnet, welche anschließend mit der in diesem Zeitraum gefallenen Niederschlagsmenge multipliziert wird. Diese kinetische Energie (E) wird anschließend mit der maximalen 30-Minuten Intensität des Niederschlagsereignisses I_{30} multipliziert und ergibt den EI_{30} -Wert bzw. die Erosivität des Regens (WISCHMEIER and SMITH 1978).

Ergebnisse

Oberflächenabfluss und Bodenerosion

Sechzehn Jahre nach Versuchbeginn zeigt sich, dass eine Reduzierung der Bearbeitungsintensität bei konservierender Bearbeitung und Direktsaat bei den meisten Böden zu einer Verbesserung der Infiltration und damit zu einer Verminderung des Oberflächenabflusses führt (Abbildung 1). Sowohl in Mistelbach als auch in Pixendorf kommt es bei KS und DS zu niedrigeren Oberflächenabflüssen als bei KV. Durch die Wintergründecke und das Verbleiben der Pflanzenreste auf bzw. nahe der Bodenoberfläche wird der Gehalt an organischem Kohlenstoff angehoben, was sich positiv auf die Infiltrationskapazität der Böden auswirkt (HOFMANN 2005, ZARTL und KLIK 2001). Bei schwereren Böden wie

Tabelle 1: Wesentliche Kennwerte der Untersuchungsstandorte

Parameter	Mistelbach (NÖ)	Pixendorf (NÖ)	Pyhra (NÖ)
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	645	687	947
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	9,6	9,4	9,4
Bodenart	lehmgiger Schluff	sandiger Schluff	sandiger Lehm
Sandgehalt (%)	8	19	38
Schluffgehalt (%)	65	61	39
Tongehalt (%)	27	20	23
Gehalt an org. Kohlenstoff (%)	0,9-1,1	1,1-1,5	0,4-0,6
Hangneigung (%)	12-13	5-6	15-16

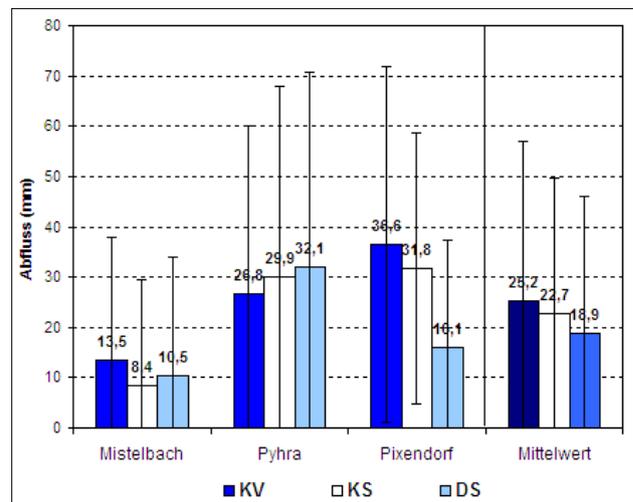


Abbildung 1: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss und Standardabweichung für die untersuchten Bearbeitungsvarianten und die drei Standorte

in Pyhra kann das Fehlen von Lockerungsmaßnahmen durch einen Pflug zu einer Bodenverdichtung und somit zu einer Erhöhung des Abflusses führen.

Die Verbesserung der Infiltration und somit Reduktion des Oberflächenabflusses durch reduzierte Bodenbearbeitungssysteme wird durch zahlreiche Autoren bestätigt (MAHBOUDI et al. 1993, SHIPITALO et al. 2000, ARMAND 2004, QUINTON and CATT 2004, STRAUSS et al. 2003), einige Untersuchungen ergeben aber auch eine Zunahme des Oberflächenabflusses (KWAAD et al. 1998, WILSON et al. 2004, STRAUSS et al. 2003).

Die verbesserte Infiltration bei CS und DS spiegelt sich in höheren Bodenwassergehalten wider. In beiden Untersuchungs Jahren konnten in den Varianten mit reduzierter Bearbeitungsintensität im 0-100 cm Bodenbereich deutlich höhere Bodenwassergehalte gemessen werden als bei CT (HOFMANN 2005, Abbildung 2). Die Bodenabdeckung durch die Pflanzenreste hat sicherlich auch positive Auswirkungen auf verminderte Bodenevaporation. Dieser Anteil konnte jedoch nicht quantifiziert werden.

Bodenabtrag

Bodenerosion entsteht unter extremen Bedingungen, wobei neben der Höhe vor allem die Regenintensität und die

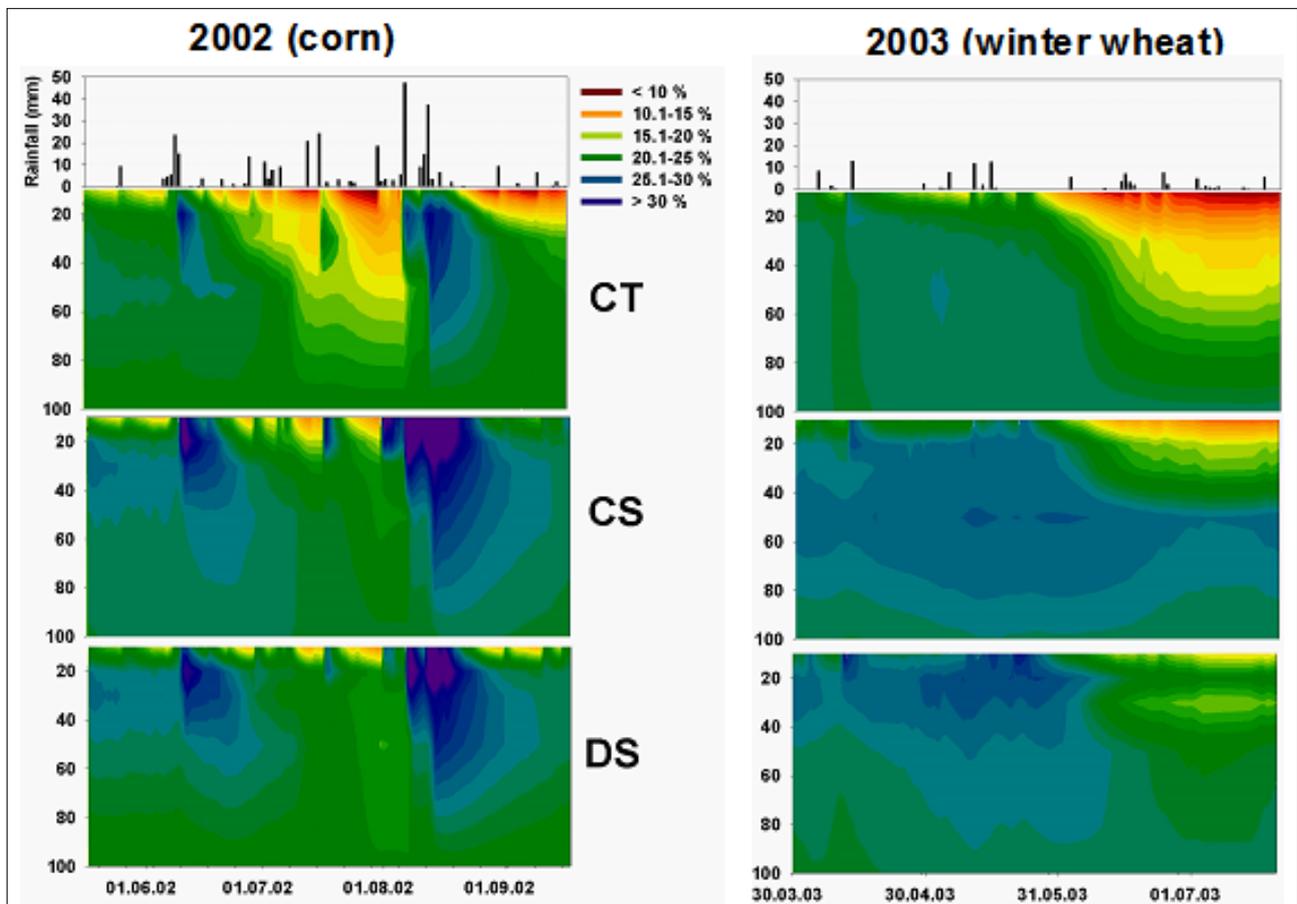


Abbildung 2: Räumliche und zeitliche Verteilung des Bodenwassergehaltes bei Mais (links) und Winterweizen (rechts) bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung (Standort Mistelbach)

Erosivität die wesentliche Rolle spielen. Bodenerosion wird während eines erosiven Niederschlagsereignisses meist nur während sehr kurzer Perioden mit extrem hohen Intensitäten ausgelöst.

Mehr als 90 % des gesamten Bodenabtrages während der 16 Versuchsjahre wurde nur durch etwa 5 % der Ereignisse hervorgerufen, d.h. es gab sehr viele Ereignisse mit niedrigen Erosionsraten und nur ganz wenige mit sehr hohen. Diese hohen Erosionen sind es aber, welche für die entstehenden on- und off-site Schäden maßgeblich sind. Felduntersuchungen von POLLHAMMER (1997) und STRAUSS und KLAGHOFER (2004) zeigten das gleiche Phänomen. Um diese Extremereignisse entsprechend in der Mittelwertbildung zu berücksichtigen, wurden für Mistelbach und Pyhra die Ergebnisse des Jahres 1994 mit einer Jährlichkeit von 50 bzw. 25 angenommen.

Konservierende Bodenbearbeitung und Direktsaat bewirkt gegenüber CT an allen drei Standorten eine signifikante Verringerung des Bodenabtrages (Abbildung 2). Bei CT werden im Mittel 6 t.ha⁻¹.a⁻¹ abgetragen. Nimmt man die jährliche Neubildungsrate mit 2,5 t.ha⁻¹ an und setzt sie mit einem tolerierbaren Wert gleich (OECD 2001), so wird bei konventioneller Bearbeitung dieser Wert deutlich überstiegen. Durch CT und DS wird der Abtrag auf 2,2 bzw. 1,1 t.ha⁻¹.a⁻¹ reduziert, womit diese Varianten nahe bzw. unter der Toleranzgrenze liegen.

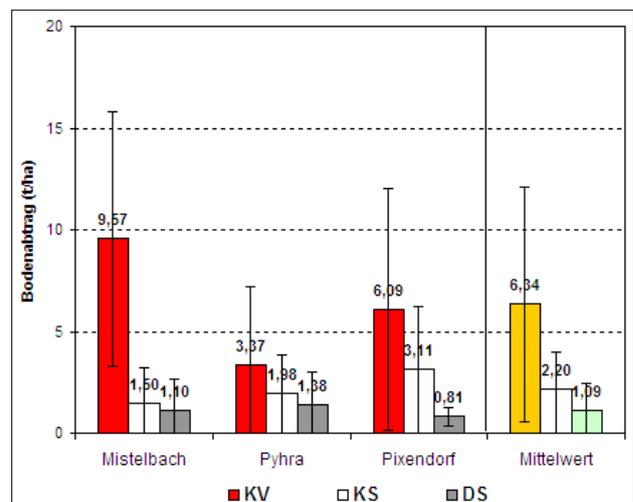


Abbildung 3: Mittlere jährliche Bodenabträge und Standardabweichungen für die untersuchten Bodenbearbeitungsverfahren und die drei Standorte

Betrachtet man die einzelnen Ereignisse im Verhältnis zum Oberflächenabfluss, so zeigt sich ein enger Zusammenhang zwischen diesen Kennwerten. Beim Erosionsprozess kommt aber der Erosivität bzw. der erosiven Kraft eines Niederschlages wesentlich höhere Bedeutung zu als

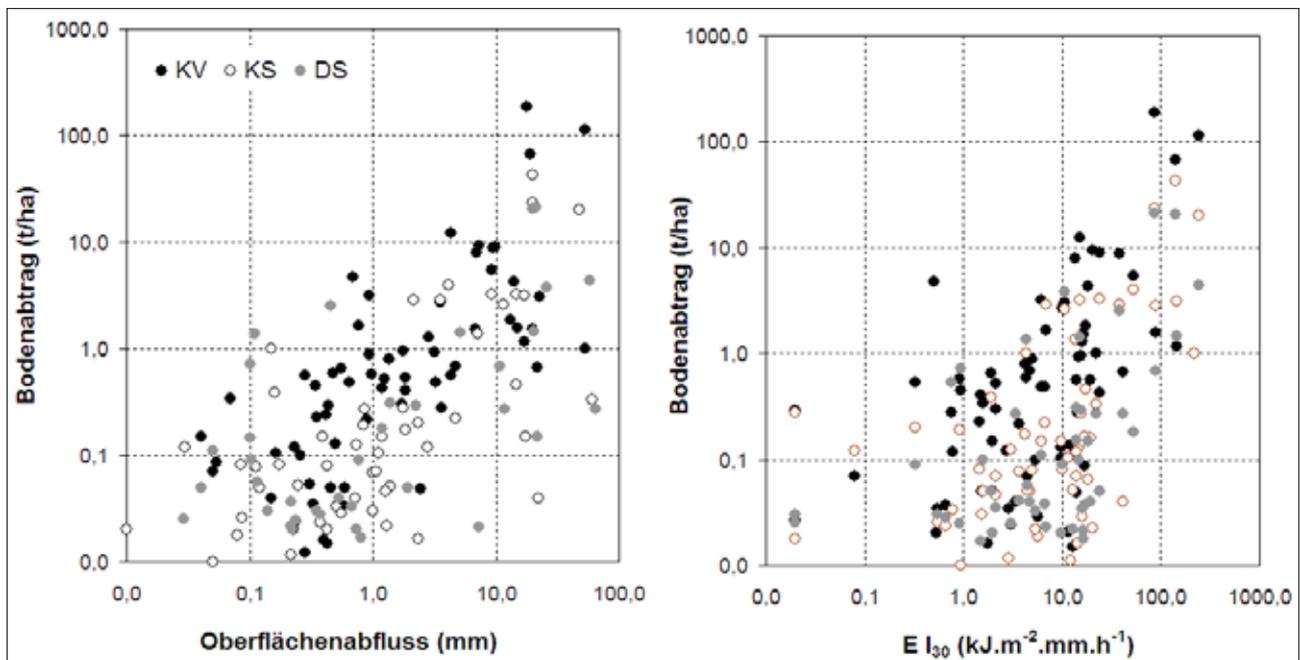


Abbildung 4: Bodenabträge bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung in Abhängigkeit des Oberflächenabflusses (links) und der Erosivität (rechts) der auftretenden Einzelereignisse

Tabelle 2: Austräge an Stickstoff, Phosphor, organischem Kohlenstoff und Pflanzenschutzmitteln (PSM) durch Oberflächenabfluss und Bodenabtrag bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Parameter	Mistelbach			Pyhra			Pixendorf			Mittelwert		
	KV	KS	DS	KV	KS	DS	KV	KS	DS	KV	KS	DS
N (kg.ha ⁻¹)	14,9	2,8	2,5	4,1	2,2	0,7	7,2	6,2	4,2	8,8	3,7	2,5
P (kg.ha ⁻¹)	8,0	1,2	0,9	2,8	1,2	0,3	2,5	1,4	1,0	3,4	1,3	0,5
OC (kg.ha ⁻¹)	123,2	25,2	21,0	49,8	24,3	5,6	54,6	33,7	27,1	75,9	27,7	17,9
PSM (% der appl. Menge)	3,2	0,5	0,7	0,5	0,1	0,1	2,1	2,7	0,7	2,2	1,0	0,6

der Regenhöhe, was in *Abbildung 5* ersichtlich ist. Die Variabilität der Bodenabträge ist sehr hoch, was auf die unterschiedlichen Zeitpunkte der erosiven Ereignisse und auf den Bodenzustand zurückgeführt werden kann. Niederschläge mit derselben Erosivität erzeugen bei dichtem Bewuchs (wie etwa in der Mitte der Vegetationsperiode) wesentlich niedrigere Bodenabträge als bei Schwarzbrache- bzw. Saatbettzustand. Die Daten zeigen auch, dass reduzierte Bodenbearbeitung und Mulchbedeckung stets eine Verminderung des Bodenabtrages gegenüber konventioneller Bearbeitung hervorrufen. So liegen etwa die Erosionsraten bei einem EI_{30} -Wert von rd. 12 kJ.m⁻².mm.h⁻¹ bei KV zwischen 0,01 und 12,4 t.ha⁻¹, bei KS aber nur zwischen 0,01 und 3,8 t.ha⁻¹ und bei DS nur zwischen 0,02 und 3,2 t.ha⁻¹. Bei gleicher Erosivität reduziert sich somit das Erosionspotenzial deutlich.

Nährstoff- und Pestizidverluste

Die oberflächlichen Verluste an Stickstoff und Phosphor entstehen vorwiegend an das Sediment gebunden und korrelieren daher eng mit dem Bodenabtrag. Nur ein geringer Teil des Stickstoffs wird im Abfluss gelöst abgetragen. Je nach Standort werden bei konventioneller Bearbeitung zwischen 4,1 und 14,9 kg.ha⁻¹ jährlich abgetragen, bei konservierender Bearbeitung zwischen 2,2 und 6,2 kg.ha⁻¹ und bei

Direktsaat zwischen 0,7 und 4,2 kg.ha⁻¹. Dies entspricht bei Verwendung von KS im Mittel einer Reduktion von rd. 48 % und bei DS einer von rd. 70 % gegenüber KV. Die Verluste an Phosphor sind etwas niedriger als jene bei Stickstoff und bewegen sich zwischen 2,8 und 8,0 kg.ha⁻¹.a⁻¹ bei KV, zwischen 1,2 und 1,4 kg.ha⁻¹.a⁻¹ bei KS und zwischen 0,3 und 1,0 kg.ha⁻¹.a⁻¹ bei DS.

Reduzierte Bodenbearbeitungsintensität wirkt sich auch positiv auf den oberflächlichen Verlust von Pflanzenschutzmitteln (PSM) aus. In den meisten Fällen können diese Verluste verringert werden, was durch Untersuchungen in den USA (FAWCETT 1995, CLAUSEN et al. 1996) und Europa (FISCHER et al. 1995) bestätigt wird. Es zeigt sich auch, dass bei einem größeren Anteil von organischem Material an der Bodenoberfläche PSM von den Blattoberflächen bzw. Pflanzenoberflächen abgewaschen und - ohne vom Boden adsorbiert zu werden - abgeschwemmt werden können.

Die Höhe der Pestizidabschwemmungen hängt jedoch maßgeblich von dem Zeitraum zwischen Applikation und dem Auftreten des erosiven Ereignisses und von den chemischen Eigenschaften des PSM wie Halbwertszeit, Adsorptionskoeffizienten und Löslichkeit ab. Je später der erste erosive Regen nach der Applikation auftritt, desto geringer ist das Risiko eines oberflächlichen Austrages.

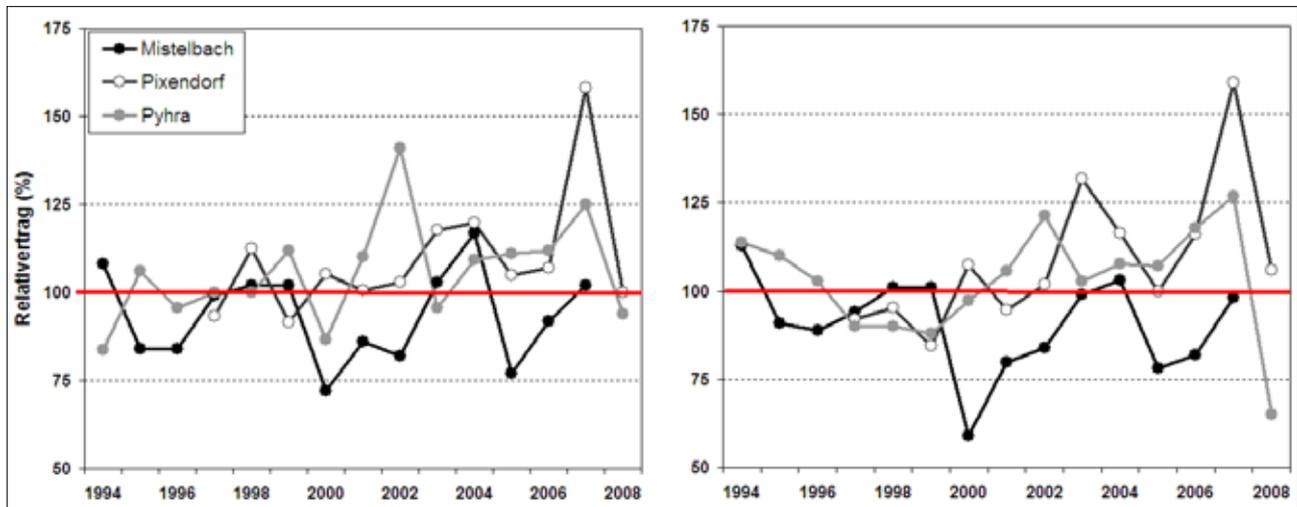


Abbildung 5: Relativverträge bei konservierender Bodenbearbeitung (links) und Direktsaat (rechts) im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung für die drei untersuchten Standorte

Tabelle 3: Relativverträge (mit Standardabweichung) und Jahre mit Ertrags-einbußen bei reduzierter Bearbeitungsintensität im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung

	Relativverträge (%)		Jahre mit Ertrags-einbußen (%)	
	KS	DS	KS	DS
Mistelbach	93,9 (12,6)	90,9 (13,1)	50,0	64,3
Pyhra	103,5 (14,1)	103,1 (15,0)	33,3	33,3
Pixendorf	109,6 (16,8)	108,8 (19,5)	16,7	33,3
Mittelwert	102,6 (15,9)	100,6 (17,5)	---	---

Ertragsergebnisse

An den verschiedenen Standorten wirken sich Bodenbearbeitungsverfahren unterschiedlich auf die Pflanzenerträge aus. Geringere Bearbeitungsintensität führte in Mistelbach in 50-64 % der Jahre zu Ertragseinbußen gegenüber KV, in Pyhra und Pixendorf wurden nur in rd. 17-33 % der Jahre die Erträge bei KV unterschritten (Tabelle 3). In Pixendorf traten Ertragsrückgänge nur in den ersten fünf Jahren nach Bearbeitungsumstellung auf, danach wurden stets Ertragszuwächse erzielt (Abbildung 5).

Zusammenfassung

Die langjährigen Feldmessungen zeigen, dass Bodenbewirtschaftungsverfahren mit reduzierter Bearbeitungsintensität wirkungsvolle Maßnahmen zur Erosionsverminderung darstellen. Dies führt in weiterer Folge zu einer Verbesserung der Bodengesundheit und Bodenfruchtbarkeit. Nach einer Umstellungsphase von etwa fünf Jahren ist eine ertragssichernde Wirkung zu erwarten. Nichtsdestotrotz müssen standortspezifische Bedingungen wie Boden- und Klimavoraussetzungen bei der Auswahl der geeigneten Schutzmaßnahme berücksichtigt werden.

Danksagung

Die vorliegenden Arbeiten wurden vom Bundesland Niederösterreich, vom Fond zur Förderung der wissen-

schaftlichen Forschung (Projekt Nr. P15329-GEO), vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie dem Bundesland Steiermark finanziell unterstützt.

Literatur

- ARMAND, R., 2004: Observation, appréciation et quantification du ruissellement appliqués aux parcelles cultivées en techniques culturales sans labour (TCSL). ULP, Strasbourg, 89 pp.
- BROWN, L.C. and G.R. FOSTER, 1987: Storm erosivity using idealized intensity distributions. Transactions of the ASAE 30: 379-386.
- CLAUSEN, J.C., W.E. JOKELA, F.I. POTTER and J.W. Williams, 1996: Paired watershed comparison of tillage effects on runoff, sediment and pesticide losses. J. Environ. Qual. 25: 1000-1007.
- FAWCETT, R.S., 1995: Agricultural tillage systems: impacts on nutrient and pesticide runoff and leaching. In: Farming For a Better Environment: A White Paper. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa; 67 pp.
- FISCHER, P., M. BACH, S. GÄTH, K. MOLLENHAUER, H.G. FREDE, 1995: Geringere Herbizideinträge in Oberflächengewässer durch reduzierte Bodenbearbeitung. Mitt. d. Dtsch. Bodenk. Ges. 76: 253-256.
- HOFMANN, J., 2005: Auswirkung unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf die Bodengesundheit. Dissertation, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, 189 S.
- KLIK, A., 2003: Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Oberflächenabfluss, Bodenabtrag sowie Nährstoff- und Pestizidausträge. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Jg. 55, Heft 5-6: 89-96.
- KLIK, A., W. SOKOL and F. STEINDL, 2004: Automated erosion wheel: A new measuring device for field erosion plots. Journal of Soil and Water Conservation 59(3): 116-121.
- KWAAD, F.J.P.M., M. VAN DER ZIP and P.M. VAN DIJK, 1998: Soil conservation and maize cropping systems on sloping loess soils in the Netherlands. Soil & Tillage Research 46: 13-21.
- MAHBOUDI, A.A., R. LAL and N.R. FAUSSEY, 1993: Twenty-eight years of tillage effects on two soils in Ohio. Soil Science Society of America Journal 57: 506-512.
- MANNERING, J.V., D.L. SCHERTZ and B.A. JULIAN, 1987: Overview of conservation tillage. In: LOGAN, T.J., J.M. DAVIDSON, J.L. BAKER and M.R. OVERCASH (eds.): Effects of conservation tillage

- on groundwater quality: Nitrates and pesticides. Lewis Publishers, Chelsea: 3-13.
- MEYER, L.D., S.M. DABNEY, C.E. MURPHEE, W.C. HARMON and E.H. GRISSINGER, 1999: Crop production systems to control erosion and reduce runoff from upland silty soils. *Transactions of the ASAE* 42(6): 1645-1652.
- OECD 2001: Environmental indicators for agriculture. Methods and results. Vol.3, Paris, France.
- POLLHAMMER, J., 1997: Die Auswirkung ausgewählter ackerbaulicher, pflanzenbaulicher und landtechnischer Maßnahmen auf den Bodenabtrag durch Wasser. Diplomarbeit, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.
- RHOTON, F.E., M.J. SHIPITALO and D.L. LINDBO, 2002: Runoff and soil loss from midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil & Tillage Research* 66: 1-11.
- SHIPITALO, M.J., W.A. DICK and W.M. EDWARDS, 2000: Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil & Tillage Research* 53(3-4): 167-183.
- STRAUSS, P. and E. KLAGHOFER, 2004: Scale considerations for the estimation of processes and effects of soil erosion in Austria. In: FRANCAVIGLIA, R. (ed.). *Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis*. Proceedings of the OECD Expert Meeting, Rome: 229-238.
- STRAUSS, P. and E. KLAGHOFER, 2006: Austria. In: BOARDMAN, J. and J. POESEN (eds.): *Soil erosion in Europe*. John Wiley and Sons, Chichester: 205-212.
- STRAUSS, P., D. SWOBODA and W.E.H. BLUM, 2003: How effective is mulching and minimum tillage to control runoff and soil loss? - a literature review. In: GABRIELS, D. and W. CORNELIS (eds.): *25 Years of Assessment of Erosion*. Proceedings of the International Symposium, Ghent, Belgium, 22-26 September 2003: 545-550.
- TEBRÜGGE, F. and R.A. DURING, 1999: Reducing tillage intensity – a review of results from a long-term study in Germany. *Soil & Tillage Research* 53(1): 15-28.
- QUINTON, J.N. and J.A. CATT, 2004: The effects of minimal tillage and contour cultivation on surface runoff, soil loss, crop yield in the long-term Woburn Erosion Reference Experiment on sandy soil at Woburn, England. *Soil Use and Management* 20(3): 343-349.
- VERSTRAETEN, G., P. BAZZOFFI, A. LAJCZAK, M. RADOANE, F. REY, J. POESEN and J. DE VENTE, 2006: Reservoir and Pond Sedimentation in Europe. In: BOARDMAN, J. and J. POESEN (eds.): *Soil erosion in Europe*. John Wiley and Sons, Chichester: 759-774.
- WISCHMEIER, W.H. and D.D. SMITH, 1978: *Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning*. U.S. Government Printing Office. Agriculture Handbook Nr. 537: 58 S.
- ZARTL, A. und A. KLIK, 2001: Regensimulationen zur Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Bodenbearbeitungen auf Oberflächenabfluss und Bodenabtrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. *Österreichische Wasserwirtschaft* 53(1/2): 27-34.

Boden- und Grundwasserschutz in Oberösterreich

Karl Seltenhammer^{1*}

Boden- und Gewässerschutz sind wichtige politische Ziele in Oberösterreich. Dass es sich dabei nicht um bloße Schlagworte handelt, lässt sich an zahlreichen konkreten Aktivitäten der Verwaltung ablesen, die zu einer Umsetzung dieser Ziele einen wichtigen Beitrag leisten. Diese Aktivitäten lassen sich in Oberösterreich in die Bereiche Beratung, Förderung, rechtliche Maßnahmen und Kooperation zusammenfassen. Begleitet werden sie von regelmäßig durchgeführten Untersuchungen und Forschungsprojekten, die dazu dienen, die Wirksamkeit der Schutzmaßnahmen zu überprüfen und weiterzuentwickeln. Im Folgenden werden Beispiele für Aktivitäten aus den genannten Bereichen angeführt, die im Verantwortungsbereich der Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Grund- und Trinkwasserwirtschaft im Amt der Oberösterreichischen Landesregierung durchgeführt oder unterstützt werden.

Beratung

Eigentümer und Bewirtschafter von Böden werden in Angelegenheiten des Bodenschutzes von der Oberösterreichischen Bodenschutzberatung beraten, die Projekte und Versuche zu bodenschutzrelevanten Fragestellungen durchführt. Für jene Themenbereiche, wo die Bodenbewirtschaftung Auswirkungen auf Gewässer hat, wurde ein eigenes Beratungsinstrumentarium in Kooperation mit der Landwirtschaftskammer geschaffen. Ziel ist, in der Landwirtschaft die Anliegen des Gewässerschutzes durch Bewusstseinsbildung und Weiterbildungsmaßnahmen zu verankern. Zentrale Teile des Beratungssystems sind der Verein Oberösterreichische Wasserschutzberatung, mit derzeit 8 Beratern sowie eine Gruppe von 48 Wasserbauern. Das sind Landwirte mit einer besonderen Ausbildung und Qualifikation im Bereich Gewässerschutz, die einschlägige Arbeitskreise betreuen. Derzeit gibt es 61 Arbeitskreise zum Thema Gewässerschutz, in denen 2117 Arbeitskreisteilnehmer direkt erreicht und intensiv betreut werden. Durch dieses nahe am Klienten, nämlich den bewirtschaftenden Landwirten und Landwirtinnen angesiedelte Beratungssystem werden die notwendigen Voraussetzungen geschaffen, damit die Sinnhaftigkeit von Maßnahmen glaubwürdig vermittelt werden kann und es dadurch zu einer tatsächlichen Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen in der Praxis kommt.

Förderung

Das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung begann bereits sehr früh auf Fördermaßnahmen in der Landwirtschaft zu setzen, um Ziele des Grundwasserschutzes

zu erreichen. Gestartet wurde, noch vor ÖPUL, mit dem Pilotprojekt zur Grundwassersanierung, das in den Jahren 1994 bis 2000 in den Gebieten Pucking/Weißkirchen und Obere Pettenbachrinne durchgeführt wurde. Ziel des Pilotprojektes war es Erfahrungen mit Maßnahmen zur Grundwassersanierung zu sammeln. 1996 folgte das Förderprogramm Grundwasser 2000 mit dem Anspruch, einen flächendeckenden Grundwasserschutz durch eine freiwillige Teilnahme von Landwirten an grundwasser-schonenden Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erreichen. Die Nachfolgeprogramme Grundwasser 2000 NEU und Grundwasser 2010 waren in das jeweils laufende ÖPUL Programm eingebettet. Zentrale Inhalte der Förderprogramme waren und sind Maßnahmen zur Aufzeichnung und Bilanzierung des Nährstoffeinsatzes, mit dem Ziel einer verbesserten Steuerung des Düngaufwands sowie eine Erweiterung der Begrünungsmöglichkeiten. Daneben gelten z.B. Einschränkungen für Düngerausbringungszeiträume. Folgende Karte zeigt eine Darstellung des derzeitigen Projektgebiets.

In den drei genannten Programmen für einen flächendeckenden Grundwasserschutz lag die Teilnahmequote regelmäßig über der Hälfte der teilnahmeberechtigten Betriebe und über 2/3 der teilnahmeberechtigten Fläche. 2008 betrug die Teilnahmequote 58%, die Flächenquote 73% (der Ackerfläche). Die jährliche Fördersumme für Gewässer- und Bodenschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft betrug ca. 4 bis 5 Millionen Euro, wovon (jährlich schwankend) 20% bis 25% vom Land Oberösterreich finanziert wurden.

Da für viehstarke Betriebe Gewässerschutzmaßnahmen im derzeit laufenden ÖPUL nicht in der gewünschten Form verankert werden konnten, wurde ein eigenes Landesförderprogramm für diese Klientel in der Traun Enns Platte geschaffen, das 2009 startete.

Zu erwähnen sind weiters geförderte Maßnahmen zum Schutz von Oberflächengewässern, die zwar eine gute Wirkung versprechen, derzeit aber noch ein Akzeptanzproblem haben, das es in Zukunft zu beheben gilt.

Rechtliche Maßnahmen

In den meisten Grundwassergebieten konnte durch die Instrumente der Beratung und Förderung eine zufriedenstellende Grundwasserqualität erzielt oder erhalten werden. Dennoch besteht in jenen Fällen, wo diese Instrumente nicht ausreichen, z.B. weil sie nicht in ausreichendem Umfang angenommen wurden, von Seiten der Verwaltung die Bereitschaft, auch rechtliche Maßnahmen voranzutreiben. So wurden das Westliche Machland und das Eferdinger Becken als Sanierungsgebiete verordnet.

¹ Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Grund- und Trinkwasserwirtschaft, Kärntnerstraße 10-12, A-4021 LINZ

* Ansprechpartner: karl.seltenhammer@ooc.gv.at

Forschung

Dem Land Oberösterreich war und ist es ein Anliegen, sich in die Diskussion um Maßnahmen zum Boden- und Gewässerschutz auch aktiv einbringen zu können und dabei sicherzustellen, dass z.B. die naturräumlichen Voraussetzungen Oberösterreichs auch bei bundesweit zu koordinierenden Maßnahmenprogrammen Berücksichtigung finden. Die inhaltliche Kompetenz dazu stützt sich unter anderem auf Forschungsprojekte, die von Oberösterreich initiiert oder mitfinanziert wurden. Zu nennen sind Forschungsprojekte zur Untersuchung der Wirkung von Maßnahmen in Grundwasser 2000 NEU, Untersuchungen zur Abschätzung der Auswirkung klimatischer Veränderungen auf die Nitratauswaschung, ein Forschungsprojekt zur Phosphatauswaschung und ein Forschungsprojekt zur Wirkung von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern, die in Kooperation mit dem BMLFUW durchgeführt wurden, das letztgenannte unter Teilnahme der Bundesländer Niederösterreich und Steiermark. Zu

erwähnen ist weiters das Forschungsprojekt Lysimeter, das im Rahmen des Pilotprojekts zur Grundwassersanierung gestartet und seither weitergeführt wurde. Die ursprünglich 4, mittlerweile 3 Feldlysimeter befinden sich in landwirtschaftlich genutzten Böden, die unter Praxisbedingungen von Landwirten bewirtschaftet werden. Sie erlauben wertvolle und durchaus praxisrelevante Rückschlüsse auf das Nährstoffauswaschungsverhalten unter realen Bewirtschaftungsbedingungen, wobei sowohl Rückschlüsse auf die Wirksamkeit erprobter Gewässerschutzmaßnahmen möglich sind als auch der Weg zu weiteren Handlungs- und Verbesserungsmöglichkeiten im Hinblick auf eine grundwasserschonende Bodenbewirtschaftung gewiesen wird.

Zusammenfassung 2009

Im Vortrag wird auf die aktuellen Auswertungen der Grundwassergüte, der Förderprogramme und des Forschungsprojektes Lysimeter näher eingegangen.

Grundwasserprobleme aus der Sicht der Trinkwasserversorgung

Helmut Herlicska^{1*}

Zusammenfassung

Hauptprobleme des Grundwasserschutzes aus der Sicht der österreichischen Trinkwasserversorgung stellen nach wie vor die Belastungen mit Pestiziden und Nitrat dar, welche vor allem in den Tal- und Beckenlagen in Ostösterreich vorhanden sind. Große Erwartungen haben die Trinkwasserversorger in den Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) gesetzt, welche aber bislang nicht erfüllt wurden. Zur Verbesserung der Situation in den Problembereichen sind aus der Sicht der Trinkwasserversorger Änderungen der rechtlichen Rahmenbedingungen, sowie vor allem gezielte Maßnahmen seitens der Landwirtschaft im Bereich der Einzugsgebiete der belasteten Wasserfassungen erforderlich. Hier ist ein noch zielgerichteteres Monitoring, sowie die Durchführung von Studien und Untersuchungen erforderlich. Auf dieser Basis sind verstärkt Beratungen aber auch Kontrollen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung durchzuführen, sowie Bewirtschaftungsmaßnahmen umzusetzen, welche effizient zu einer nachhaltigen Verbesserung der Situation für die Trinkwasserversorgung in den Problemgebieten führen.

Summary

The main problems of groundwater protection for the water supply are still high concentrations of nitrates and pesticides, especially in the valleys and basins of eastern Austria. The drinking water suppliers had high expectations concerning the National Water Resource Management Plan (NGP), which has not been fulfilled until now. To improve the situation in the problem areas it is necessary to change the legal framework and to set specific measures for the agriculture in the catchment areas of contaminated water sources. Specifically it is necessary to improve the monitoring, to implement studies and further investigations. This should be the basis both for enhanced consultation of the farmers and controls of the agricultural measures. Efficient agricultural measures should provide groundwater protection. Furthermore, they should lead to a sustainable improvement of the situation for the drinking water supply in the problem areas.

Probleme des Grundwasserschutzes durch Belastungen mit Nitrat, Pestiziden und diversen organischen Schadstoffen sind seit den 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts eine auch in der Öffentlichkeit wahrgenommene Thematik. Seit dem Bekanntwerden größerer Problemfälle konnten vor allem Verunreinigungen im Zusammenhang mit Deponien, Altablagerungen, sowie industriell verursachte Probleme in vielen Fällen beseitigt werden. Den im Bereich der Landwirtschaft verursachten, oft großflächigen Problemen sind die Wasserversorger in vielen Fällen nach Möglichkeit durch die Schließung von Wasserspendern, geänderte Standorte, Mischung, Erschließung von Tiefengrundwässern, etc., aus dem Wege gegangen. In einigen Fällen hat es Verbesserungen durch Änderungen bei der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungen gegeben.

Die Hauptprobleme hinsichtlich der Grundwasserbelastung, welche die Trinkwasserversorgung, vor allem in den Tal- und Beckenlagen Ostösterreichs betreffen, sind aber somit seit Jahrzehnten der Nitratintrag, sowie die Pestizidbelastung, welche beide durch die landwirtschaftliche Produktion verursacht werden. Die Belastungen sind nach wie vor vielfach sehr hoch, in einer Reihe von Fällen auch ansteigend. Die Entwicklungen der letzten Jahre und insbesondere der letzten Zeit haben das Ziel der langfristigen und nachhaltigen Reduktion der Nitratgehalte und der Pestizidbelastung im

Grundwasser aus der Sicht der betroffenen Wasserversorger sowie der ÖVGW in weite Ferne gerückt.

So wurden in den letzten Jahren eine Reihe von Bestimmungen geändert, (z.B.: Änderung des Nitrat – Aktionsprogrammes, ÖPUL, Grundwassersanierung, etc.) woraus Verschlechterungen des Grundwasserschutzes resultieren. Parallel dazu ist es in einigen Regionen zur Intensivierung der Bewirtschaftung durch eine Industrialisierung der Landwirtschaft und durch den verstärkten Anbau von Energiepflanzen gekommen.

Nach wie vor gibt es somit auch heute eine Reihe von Problemgebieten, in denen die Wasserversorger mit Belastungen aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zu kämpfen haben. In einigen Bereichen sind noch dazu steigende Tendenzen bei den Belastungen zu verzeichnen, welche die Wasserversorger vor existenzielle Probleme stellen. So mussten erst im letzten Jahr aufgrund von Pestizidbelastungen alle Brunnen einer großen österreichischen Stadt gesperrt werden, vielerorts ist nur durch eine Mischung von Wässern die Lieferung einer ausgezeichneten Wasserqualität an die Bevölkerung zu gewährleisten. Der steigende Anbau von Energiepflanzen, wodurch auch Bracheflächen wieder in die Bewirtschaftung genommen werden, und welcher aufgrund der bestehenden Prognosen erst am Anfang steht, sowie die Industrialisierung der Landwirtschaft, wie sie

¹ Wasserleitungsverband Nördliches Burgenland, Ruster Straße 74, A-7001 EISENSTADT

* Ansprechpartner: helmut.herlicska@wasserleitungsverband.at

sich auch in der Problematik von Massentierhaltungen (Schweinemast) und den davon ausgehenden Gefährdungen für die Wasserversorgung sowohl im Bereich des Leibnitzer Feldes, wie auch in der letzten Zeit im niederösterreichisch – burgenländischen Grenzraum am Rande der Mitterndorfer Senke (dem größten Grundwasservorkommen Mitteleuropas) zeigt, führt zu einem zunehmenden Druck auf die Qualität des Grundwassers, der aufgrund der zu erwartenden Entwicklung noch weiter zunehmen wird.

In diesem Zusammenhang wurde der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) als wesentlicher Schritt zur Umsetzung der EU – Wasserrahmenrichtlinie mit Spannung erwartet. Nachdem in Österreich praktisch 100 % des Trinkwassers aus den Grundwasservorkommen gewonnen werden, ist der NGP für die Wasserversorger von großer Bedeutung. Vor diesem Hintergrund hat sich die ÖVGW als die österreichweite Vertretung der Wasserversorger im Zuge des Begutachtungsverfahrens intensiv und kritisch mit dem NGP und den Auswirkungen auf den Grundwasserschutz und die Trinkwasserversorgung auseinandergesetzt. Einige wesentliche Aspekte der Befassung mit dieser Thematik sollen in der Folge näher angesprochen werden.

Wie auch in mehreren EU - Richtlinien festgeschrieben wird, handelt es sich bei der Trinkwassernutzung um die wichtigste Nutzungsart des Grundwassers. Deshalb muss hier auch der Schwerpunkt bei den Maßnahmen im NGP zu liegen kommen. Dies ist bei genauerer Betrachtung im zur Stellungnahme ausgesandten Entwurf nur äußerst ungenügend der Fall. Vor allem in den bekannten Problemregionen, sowie in den Einzugsbereichen der für die Trinkwassernutzung genutzten Grundwasservorkommen müssen im NGP wirksame Maßnahmen zur Verbesserung der Situation, sowie zur Sicherung der zukünftigen Wasserversorgung getroffen werden. Hierfür sind aus Sicht der Wasserversorger seitens der Landwirtschaft entsprechende Maßnahmen zu treffen und die dafür erforderlichen Mittel bereitzustellen. Geht man von der Tatsache aus, dass für das österreichische Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) jährlich etwa 522 Mio. € eingesetzt werden, dann sind die 1,5 %, welche dabei für den Bereich Boden- und Grundwasserschutz vorgesehen sind, sicherlich zu wenig. Und auch diese Mittel sind nicht zielgerichtet in den für die Wasserversorger wichtigen Problemgebieten eingesetzt, sondern werden quasi tropfenförmig flächig verteilt. Im NGP sind 140 Mio. € für die Verbesserung des ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer vorgesehen. Für den Grundwasserbereich finden sich offenbar keine derartigen finanziellen Widmungen, obwohl hier Mittel in der gleichen Größenordnung dringend erforderlich sind.

Die Trinkwasserversorger und die ÖVGW bekennen sich zum Primat des flächendeckenden Grundwasserschutzes, wie es auch im österreichischen Wasserrechtsgesetz seit Jahrzehnten festgeschrieben ist. Dies nicht zuletzt vor dem Hintergrund der Wasserversorge, damit der Wasserversorger in Zukunft erforderlichenfalls auch weitere Erschließungen für die qualitativ hochwertige und quantitativ ausreichende Versorgung der Bevölkerung tätigen kann. Weiters gilt aus unserer Sicht nach wie vor der Grundsatz, dass „natives“ (natürliches) Wasser immer dem aufbereiteten Wasser vorzuziehen ist, wie dies auch im österreichi-

schen Lebensmittelbuch, Kapitel B1 „Trinkwasser“ nach wie vor festgeschrieben wird. Aus diesem Grunde, und um für unsere Bevölkerung nachhaltig die bestmögliche Trinkwasserqualität bereitstellen zu können, brauchen wir neben allgemeinen großflächigen Maßnahmen auf Ebene der Grundwasserkörper in den Einzugsbereichen unserer Wasserspender ein Bündel von sehr gezielten, möglichst schnell wirksamen Maßnahmen. Es sind dringend die gesetzlichen Rahmenbedingungen (insbesondere das Nitrat-Aktionsprogramm) zu adaptieren, sodass bei Einhaltung der Bedingungen tatsächlich eine Einhaltung der Grundwasserschwellenwerte erreicht wird. Dies ist aufgrund der derzeitigen Regelungen aus der Sicht der Wasserversorger bei den gegebenen Verschlechterungen durch die Novelle des Nitrat – Aktionsprogrammes 2008 offensichtlich vielfach nicht der Fall. Das bestehende Monitoringsystem ist derart zu adaptieren, dass auf die Trinkwasserspender verstärkt Rücksicht genommen wird. Weiters sind speziell in den Problembereichen Untersuchungen und Studien durchzuführen, welche die effizientesten Maßnahmen zur Verbesserung der Situation eruieren sollen. Die derzeit erfolgenden Kontrollen durch die Behörden sind aus der Sicht der Wasserversorgung nicht ausreichend und müssen, ebenso wie die Beratungsmaßnahmen für die Landwirte, wesentlich intensiviert werden. Wesentlich ist in weiterer Folge die Umsetzung konkreter Bewirtschaftungsmaßnahmen bzw. Extensivierungen, welche zu einer tatsächlichen Verbesserung der Situation führen.

Eine ordnungsgemäße Landwirtschaft hat aus Sicht der Trinkwasserversorgung derart standortbezogen zu erfolgen, dass es zu keinen Schwellenwertüberschreitungen im Grundwasserbereich kommt. Damit ist eben auch nicht jede Bewirtschaftungsmaßnahme überall möglich. Es können hier keine großen Interpretationsspielräume und Toleranzen im Landwirtschaftsbereich gesehen werden, wenn gleichzeitig der Wasserversorger strikte Grenzwerte für die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung einzuhalten hat. So bedeutet etwa ein Pestizidgehalt von 0,12 µg/l oder ein Nitratgehalt von 51 mg/l „kein Trinkwasser“, mit allen damit zusammenhängenden Konsequenzen, bis hin zur Sperrung der Wasserversorgung!

In der Landwirtschaft und insbesondere in der industriellen Landwirtschaft, müssen aus der Sicht der Trinkwasserversorgung die gleichen strengen Maßstäbe hinsichtlich der Durchführung und Kontrolle gelten, wie sie in anderen Bereichen des Gewerbes und der Industrie, wie auch bei Privaten (etwa bei der Genehmigung von Ölheizungsanlagen etc.) selbstverständlich sind. Weiters ist das in den EU – Regelungen festgeschriebene Verursacherprinzip auch bei den sogenannten „diffusen“ Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich anzuwenden. Auch diese „diffusen“ Belastungen können durch Maßnahmen am richtigen Punkt (bzw. Ort) in den Griff bekommen werden. Daraus ist weiters abzuleiten, dass die Kosten für Umweltschäden mit Sicherheit nicht von den Trinkwasserversorgern und somit von der Bevölkerung zu tragen sind. Nur so kann eine qualitativ hochwertige Trinkwasserversorgung vor allem in weiten Teilen Ostösterreichs, auch unter dem Gesichtspunkt weiterer zu erwartender klimatischer Veränderungen, nachhaltig gesichert werden.

Als irritierend ist für uns Trinkwasserversorger in diesem Zusammenhang in weiten Teilen die Stellungnahme der österreichischen Landwirtschaftskammer zum NGP zu bezeichnen. Dort sind neben dem Aufzeigen der Wichtigkeit von Beratungsleistungen, dem wir uns sicherlich anschließen können, Passagen zu finden, wie: „Es sei an dieser Stelle klar angeführt, dass ergänzende Ausweisungen von Grundwasserschutz- und schongebieten abgelehnt werden“, bzw.: „Weiters ist zu hinterfragen, ob Wasserversorgungsunternehmen, die z.T. an der Börse notieren, in den wenigen Problemgebieten, von denen zudem bekannt ist, dass die Erneuerungsraten länger andauern werden, nicht auch eine bessere technische Ausstattung durch Reinigungsanlagen (z.B.: Kohlefilter) zugemutet werden könnte.“ „Auch wird angeregt, die Trinkwasserversorgungseinrichtungen und die Gemeinden in die Pflicht zu nehmen, damit diese die Konsumenten von der Vernachlässigbarkeit gewisser Grenzwertüberschreitungen informieren und eine Gesundheitsgefährdung nicht besteht. Bei diesen Aussagen kommt man zwangsläufig zum Schluss, dass die Probleme im Bereich der Trinkwasserversorgung vielfach verkannt

werden. Offensichtlich ist man sich auch nicht bewusst, dass sich der Wasserversorger strikt an Grenzwerte zu halten hat, da ansonsten Strafbarkeit besteht! Hier ist aus der Sicht der Wasserversorger dringend und rasch ein Umdenken erforderlich, ohne welches keine „gemeinsamen“ Erfolge erzielt werden können.

Die Trinkwasserversorger haben große Hoffnungen in den NGP gesetzt, welcher in der vorliegenden Fassung allerdings aus deren Sicht derzeit keine ausreichende Basis für den zukünftigen Grundwasserschutz darstellt. Die Interessen der Trinkwasserversorgung bzw. der ÖVGW müssen stärker berücksichtigt werden, wobei aber zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Beitrages keineswegs gesichert ist, wie, bzw. in welchem Ausmaß dies auch tatsächlich erfolgt. Wir Trinkwasserversorger sehen es aber jedenfalls weiterhin als unsere Aufgabe, uns für den Grundwasserschutz einzusetzen, um die Nachhaltigkeit in der Qualität der Wasserversorgung für unsere Bevölkerung zu gewährleisten. Gemeinsam mit der Landwirtschaft scheint dieses Ziel bei gutem beidseitigem Willen allerdings noch erreichbar.

Effiziente und ineffiziente ackerbauliche Maßnahmen zum Grundwasserschutz

Die Ergebnisse und Aussagen beruhen auf der zwanzigjährigen Versuchstätigkeit zu diesem Thema am Versuchsfeld in Wagna bei Leibnitz.

Johann Robier^{1*}, Johann Fank², Georg Dersch³ und Franz Feichtinger⁴

Einleitung

Das Versuchsreferat der landwirtschaftlichen Fachschulen arbeitet schon seit mehr als 20 Jahren an den Fragen der Grundwasserreinhalte im Ackerbau. Die Ergebnisse zu diesem Thema beruhen auf der langjährigen Versuchstätigkeit am Versuchsfeld Wagna. Die vorrangig untersuchten Kulturen sind Mais, Getreide, Ölkürbis und Raps. An diesen Kulturen wurde zur Stickstoffdüngung und in der Kulturführung wissenschaftlich geforscht.

Die folgenden Aussagen stellen die ineffizienten und effizienten Maßnahmen im Ackerbau gegenüber.

Ineffiziente Maßnahmen sind:

Fruchtfolgen mit langen Brachezeiten.

Winterbegrünungen mit geringer Trockenmassebildung.

Sommerbegrünung mit längeren Brachezeiten nach der Ernte der Hauptkultur.

Stickstoffdüngung im Kürbisbau über 40 kg N/ha hinaus.

Düngungshöhen, die über die Richtlinien für die sachgerechte Düngung (SGD) hinausgehen.

Effiziente ackerbauliche Maßnahmen sind:

Einhaltung der Richtlinien der sachgerechten Düngung.

Verzicht auf die Ausbringung von Flüssigdünger im Herbst.

Anlage von Begrünungen innerhalb von 10 Tagen nach der Ernte mit reduzierter Bodenbearbeitung und deren Verbleib im Frühjahr für eine ausreichende Trockenmassebildung.

Der Reststickstoff sollte

auf leichten Böden unter 50 kg N/ha,

auf bindigen Böden unter 80 kg N/ha liegen.

Das System der immergrünen Landwirtschaft.

Introduction

The Styrian Department of agricultural school is working at the topics of keeping clean of groundwater already more than 20 years. The results of this theme are based on the research at the field of Wagna.

Less efficient measures are:

Crop rotation with long fallow period.

Wintergreens with production of little dry matter.

Summergreens, when the field is sowed late in the summer.

Nitrogenfertilizing in pumpkin above 40 kg N/ha.

The prohibition of nitrogenfertilizing to maize sowing.

Fertilizing above the roles of the „sachgerechten Düngung“.

Efficient measures are:

Fertilizing to the roles of the „sachgerechten Düngung“.

None spraying of liquid manure in the autumn.

Sowing of greens very fast after the harvest with the production of enough dry matter.

The content of nitrogen in the soil after the harvest should be low.

The cultivating system of the evergreen agriculture.

Grundwasser schonender Maisbau

Der Mais unterscheidet sich in der Nährstoffaufnahme und der Ertragsbildung wesentlich von den Getreidearten. Nach einer sehr zögerlichen Jugendentwicklung setzt eine Periode eines intensiven Massenwachstums ein. Mais ist eine C4-Pflanze mit höchster Ertragsbildung. Die Maisdüngung muss deshalb besonderen Anforderungen an Menge, Verfügbarkeit und Platzierung pflanzenaufnehmbarer Nährstoffe gerecht werden.

Auf den Hauptnährstoff Stickstoff ist ein besonderes Augenmerk zu legen. Der Hauptbedarf setzt mit Beginn der intensiven Trockenmassebildung, etwa drei Wochen vor dem Rispschieben ein. Zu dieser Zeit, Anfang Juni, soll der Stickstoff schon pflanzenaufnehmbar vorliegen.

Effiziente und ineffiziente Grundwasser schonende Maßnahmen im Maisbau

Der dreijährige Stickstoffdüngungsversuch des Versuchsreferates der landwirtschaftlichen Fachschulen Steiermark gibt dazu Antworten.

¹ Versuchsreferat der Steirischen Fachschulen, A-8361 HATZENDORF 181

² Joanneum Research, Institut für WasserressourcenManagement, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

³ Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH, Institut für Bodengesundheit und Pflanzenernährung, Spargelfeldstraße 191, A-1226 WIEN

⁴ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserwirtschaft und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

* Ansprechpartner: johann.robier@stmk.gv.at

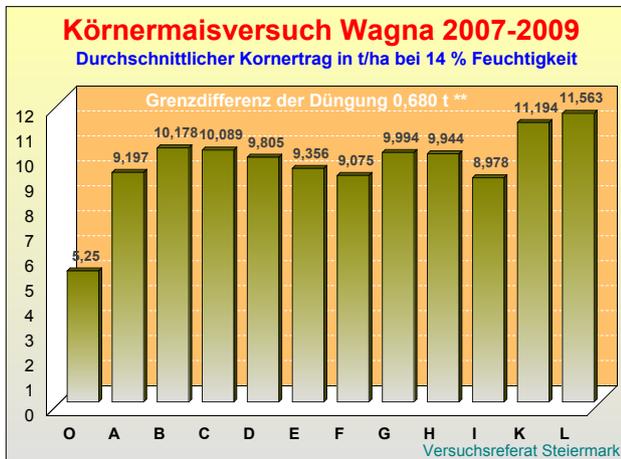


Abbildung 1: Körnermaisversuch Wagna 2007-2009

Der dreijährige Maisdüngungsversuch der Jahre 2007 bis 2009 (Abbildung 1) weist einen gesicherten besseren Ertrag bis zu einer Düngungshöhe von 145 kg/ha (Var. K) aus. Die weitere Steigerung auf 175 kg N/ha (Var. L) bringt keinen gesicherten Ertragszuwachs mehr.

Die zeitlich unterschiedlichen Mineraldüngungstermine (Var. C, D) haben keine statistisch gesicherte unterschiedliche Auswirkung auf die Ertragshöhe.

Die Güllevarianten (Var. E, F, I) auf das gleiche Reinstickstoffniveau wie die Mineraldüngervarianten hin bestimmt, können mit den Mineraldüngererträgen nicht mithalten (ASSFALL 2009). Das schlechtere Abschneiden der Güllevarianten liegt in der rechnerischen Überbewertung des Güllestickstoffes und den gasförmigen Ausbringungsverlusten begründet.

Die Reststickstoffmengen liegen bei allen Varianten unter 50 kg/ha.

Auf seicht gründigen Böden, wie am Standort Wagna, kann der Mais in Jahren mit ausgeglichenen Niederschlagsmengen maximal 145 kg N/ha wirtschaftlich und ökologisch verträglich in Ertrag umsetzen. Dies zeigt der dreijährige Versuch sehr anschaulich. Die wirksamste Maßnahme gegen Nitratverluste ist die sachgerechte Düngung auf eine mittlere Ertragserwartung, das heißt die Vermeidung jeglicher Überdüngung. Einen sicheren Hinweis auf eine nicht sachgerechte Düngung gibt ein erhöhter Reststickstoffgehalt.

Weniger effiziente Maßnahmen für einen Grundwasser schonenden Maisbau

Die Varianten C und D (ohne Düngung zur Saat) zeigen hinsichtlich Ertrag und Reststickstoff keine ökologisch wirksamen Verbesserungen, sondern verursachen nur einen technischen und kostenmäßigen Mehraufwand (ZWATZ 1999).

Effiziente Maßnahmen für einen Grundwasser schonenden Maisbau

Die Empfehlungen der sachgerechten Düngung einhalten, Ertragserwartung richtig einschätzen.

Keine Flüssigmistausbringung im Herbst, die Frühjahrsgaben sollten knapp, d.h. innerhalb von zehn Tagen vor dem Anbau oder in die Kultur erfolgen.

Stickstoffgehalt der Gülle feststellen und nach den RL der sachgerechten Düngung die WD gleichmäßig auf die Fläche verteilen.

Die jährlich unterschiedliche und die bodenabhängige Stickstoffnachlieferung aus den Bodenvorräten vor der Saat durch N_{\min} -Messungen berücksichtigen!

Das Ziel ist wenig Reststickstoff im Herbst,

unter 50 kg N/ha auf leichten Böden

unter 80 kg N/ha auf tiefgründigen Böden

Begrünungen sehr bald nach der Ernte (innerhalb von 10 Tagen) und mit einer Saatmenge von mehr als 100 kg/ha Grünroggen (oder 15 kg/ha Perko bis spätestens 20. September) durch Einhäckseln oder durch Eingrubbern anlegen (siehe Abhandlung Begrünungen).

Grundwasser schonender Getreidebau

Versuchsbeschreibung:

Der Versuch wurde angelegt, um die Stickstoffdüngung von Getreidekulturen in Wasserschonengebieten zu optimieren.

Zwei Varianten (A und C) wurden im Herbst zum Anbau entweder mit Schweinegülle oder mit Kalkammonsalpeter in der Höhe von 50 kg N/ha gedüngt.

Zwei Varianten (B und D) erhielten die erste Güllegabe von 50 kg N/ha erst zu Vegetationsbeginn, anfangs März. Diese vier Varianten (A, B, C, D) bekamen im April eine zweite Gabe von 60 N/ha in Form von Kalkammonsalpeter. Die Variante E wurde nur mit Gülle geführt, die erste Gabe im Feber und die zweite im April.

Insgesamt erhielten alle Varianten 110 kg N/ha, diese Menge errechnet sich auf diesem seicht-gründigen Standort aus der Broschüre der sachgerechten Düngung bei mittlerer Ertragserwartung. Die Variante mit Null Stickstoffdüngung wurde zum Vergleich angelegt.

Die Messungen des Bodenstickstoffes im Laufe der Vegetation zeigen die vorrätigen Stickstoffmengen (Abbildung 2). Auf Grund der niedrigen Niederschlagsmengen im Laufe des Winters 2006/07 und des Frühjahres kann behauptet werden, dass keine Verlagerung des Stickstoffes in den Unterboden passierte.

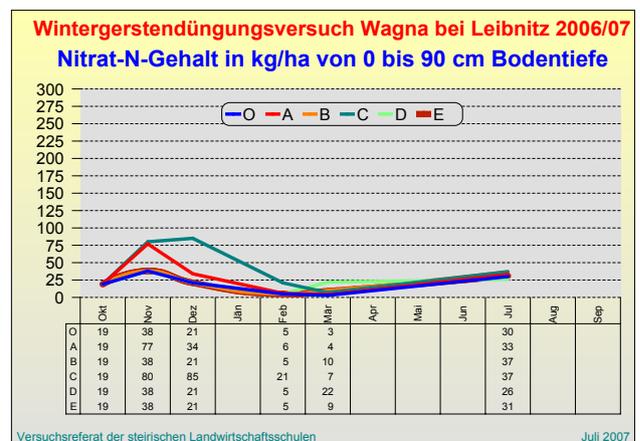


Abbildung 2: Nitratkurven des Wintergerstenversuches, Wagna

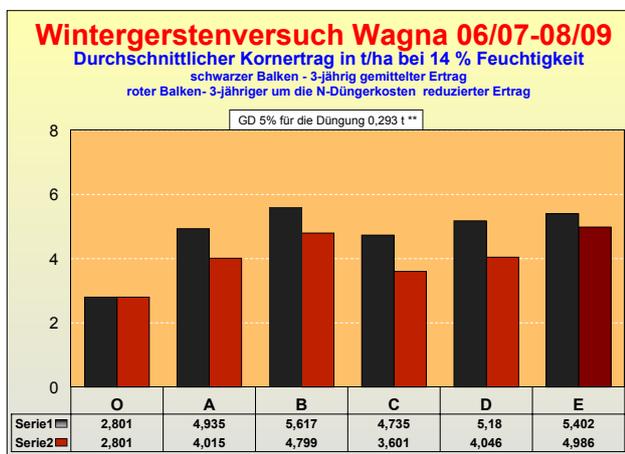


Abbildung 3: Wintergerstenversuch Wagna 06/07-08/09

Alle Varianten haben ein sehr niedriges Stickstoffniveau im Boden. Nur die Variante C, die die Mineraldüngergabe zum Anbau im Herbst erhielt, zeigt einen erhöhten Wert noch im Dezember.

Die dreijährigen Ertragsauswertungen der Varianten zeigen den Vorteil der Stickstoffgabe im Frühjahr im Vergleich zur Anbaudüngung im Herbst. Die Variante B unterscheidet sich von A nur durch die Gülledüngung im Frühjahr. B brachte um 500 kg höheren Ertrag als A.

Die Variante E mit ausschließlicher Gülledüngung im Frühjahr und April warf den zweitbesten Ertrag ab. Dies ist eine gute Lösung für güllestarke Betriebe.

Effiziente Maßnahmen für einen Grundwasser schonenden Getreidebau liegen vor, wenn....

- der Reststickstoff der Vorkultur nicht höher 50 kg/ha ist.
- die Ertrags expectation richtig eingeschätzt wird und eine sachgerechte Düngung vorgesehen ist.
- die Wirtschaftsdüngergabe nicht im Herbst, sondern im Frühjahr erfolgt.
- eine Teilung der Düngergaben vorgenommen wird.
- sich die Kultur im Herbst gut entwickelt.
- eine Untersaat im April oder eine sofortige, wirkungsvolle Stoppelsaat mit Minimalbodenbearbeitung angelegt wird.

Der steirische Ölkürbis im Wassereinzugsgebiet

Der steirische Ölkürbis wurde in den letzten Jahren die Modekultur im steirischen Ackerbau. Das schwarze Gold verkauft sich immer besser. Daher erfuhr die althergebrachte Kultur eine gewaltige, flächenmäßige Ausweitung. Der Wunsch nach guten Erträgen und einer ergiebigen Ölausbeute waren die treibenden Kräfte für verschiedene Kürbisversuche.

Welche Stickstoffdüngermenge ist hinsichtlich tolerierbarer Grundwasserbelastung anzustreben? Können Begleitmaß-

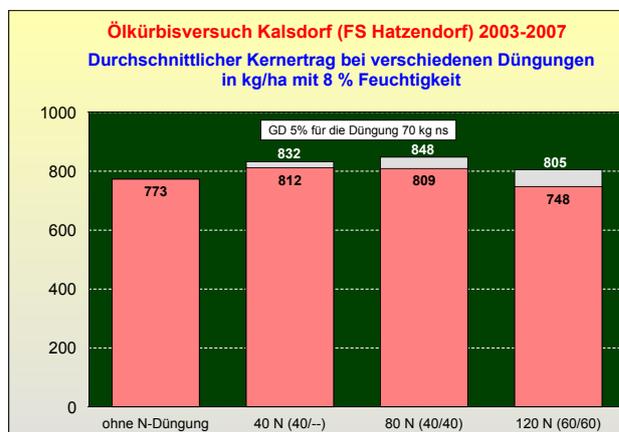


Abbildung 4: Ölkürbisversuch Kalsdorf (FS Hatzenorf) 2003-2007

nahmen wie Einsaat oder rasche Stoppelsaat die Kürbiskultur Grundwasser verträglich machen?

Der fünfjährige Versuch zeigt, dass eine mäßige Düngergabe von 40 kg Reinstickstoff für einen optimalen Ertrag ausreichend ist. Diese Düngermenge ist gerade auf humusarmen, wenig Stickstoff nachliefernden Standorten notwendig. Die Stickstoffabfuhr liegt pro ha bei einem mittleren Ertrag von 600-800 kg/ha auch in dieser Höhe.

Ergebnisse vom GPV Wagna:

Ertrag von 800 kg/ha Stickabfuhr 42,1 kg/ha
 von 610 kg/ha 31,6 kg/ha

Die Begrünung im Ölkürbisbau

Die Einsaat einer Grasmischung im Ölkürbisbau hat sich zwecks der raschen Begrünung im Herbst sehr bewährt. Mit dem Absterben der Blätter entwickelt sich die Einsaat sehr rasch und bietet nach der Ernte eine geschlossene Grasdecke, die bestens die letzten verbliebenen Stickstoffmengen bindet. Die Einsaat ist der Stoppelsaat vor zu ziehen. Sie ist auch rascher Stickstoff bindend und noch dazu kostengünstiger in der Anlage.

Aus pflanzenbaulichen Gründen sind Klee-Grasmischungen (2/3 Gras, 1/3 Klee) den reinen Graseinsaat vor zu ziehen, da reine Graseinsaat im darauf folgenden Frühjahr schwer zu pflügen sind und den Boden in einer ungünstigen Krümelstruktur zurücklassen (Die LUB stellt im Jahresbericht 2009 ebenso diese Tatsache fest). Die N-Nachlieferung der Begrünung muss gemäß der Empfehlung der sachgerechten Düngung in die Stickstoffbilanz der Nachkultur einberechnet werden.

Effiziente Maßnahmen im Ölkürbisbau sind

- Keine höhere Düngung als 40 kg N/ha.
 - Auf humusreichen und fruchtbaren Bödenkeine Stickstoffdüngung
 - Auf humusarmen Böden.....40 kg Reinstickstoff/ha
- Eine Einsaat im Juni oder eine rasche Saat einer Begrünung nach der Ernte.

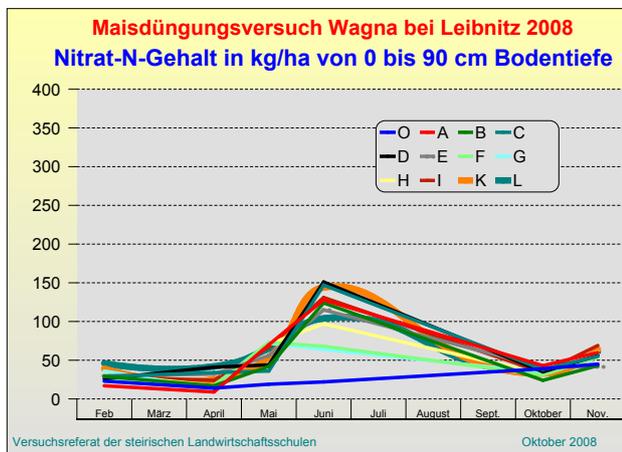


Abbildung 5: N_{\min} -Kurven auf der Standardfläche Wagna

Projekt: Bodenstickstoff

Humusreiche Böden (über 4% Humus) und eine feucht-warme Witterung können aus dem Bodenvorrat größere Stickstoffmengen freisetzen. Man spricht dann von einem wüchsigen Wetter. Erfahrene Landwirte berücksichtigen diese Stickstoffwellen in ihrem Düngeraufwand. Eine Bestimmung dieser sind durch laufende N_{\min} -Messungen auf definierten Testflächen möglich. Über das Internet und aktuelle Medien können die Werte den Landwirten zur richtigen Bemessung der Düngergaben bekannt gegeben werden.

Sollwertmethode:

Die Sollwert-Methode erlaubt nach Stickstoffbestimmungen vor der Saat und zur Kopfdüngung individuelle Düngerempfehlungen.

Siehe dazu die Richtlinien der sachgerechten Düngung, Abschnitt: Sollwertmethode.

Die Messung dieser Bodenstickstoffgehalte zum Anbau des Mais im April und zur Kopfdüngung Ende Mai ergeben Anhaltspunkte der richtigen Düngerbemessung. Das Versuchsreferat der landwirtschaftlichen Fachschulen besitzt die notwendige Erfahrung in der Probenahme. Die Beratung der Landwirte könnten die Umweltberater in den Bezirken Graz-Umgebung, Leibnitz und Radkersburg organisieren.

Niedrige Reststickstoffwerte im Herbst deuten auf eine sachgerechte Düngung.

Die umfangreichen Stickstoffmessungen im Zuge vieler Versuche im Wasserschongebiet ergeben nachvollziehbare N_{\min} -Kurven. So können für jede Kultur und jedes Düngungsverfahren typische N_{\min} -Kurven gezeichnet werden. Die Feststellung des Stickstoffwertes nach der Ernte im Boden wird als Rest N_{\min} -Wert bezeichnet. Liegt dieser Wert

- auf leichten Böden unter 50 kg N/ha,
- auf bindigen und tiefgründigen Böden unter 80 kg N/ha

so kann von einer sachgerechten Düngung ausgegangen werden. Zeigt diese Messung einen höheren Wert an, sollte eine Hinterfragung des Düngungsregimes erfolgen.

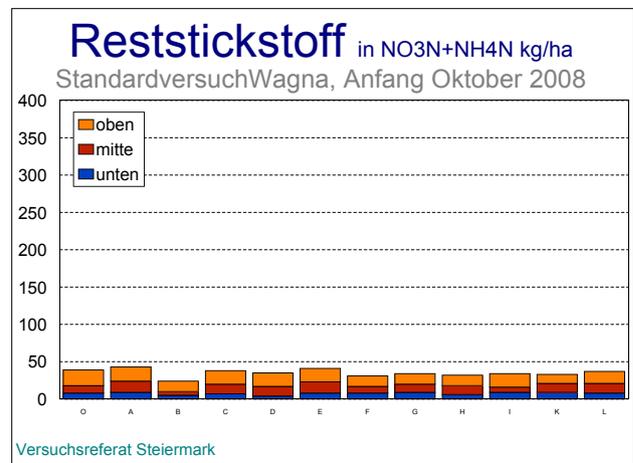


Abbildung 6: Reststickstoff in NO_3N+NH_4N kg/ha

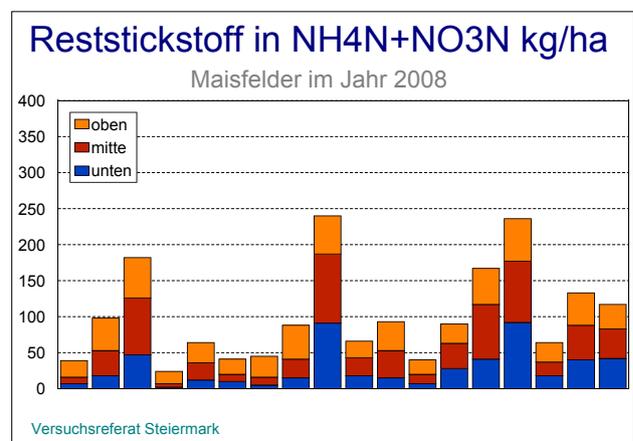


Abbildung 7: Reststickstoff in $NH_4N + NO_3N$ kg/ha

Die Reststickstoffwerte nach Mais auf obiger Musterfläche liegen alle unter 50 kg N/ha. Auf zufällig ausgewählten Maisfeldern von Leibnitz bis Radkersburg weisen einige Flächen einen deutlich höheren Rest N_{\min} -Wert auf.

Zusammenfassung

- Musterdüngungsflächen auf drei oder mehr typischen Bodenformen zeigen die jahresabhängige Stickstofffreisetzung auf.
- Die Stickstoffnachlieferungen aus den Böden können durch begleitende N_{\min} -Messungen erkannt werden!
- Einrichtung einer Nitrat Hotline zur raschen Information der Landwirte über Mineralisierungswellen.
- Einsatz der N_{\min} -Sollwert-Methode in der Praxis kann Überdüngungen hintanhaltend.
- Niedrige Reststickstoffmengen im Boden zeugen von sachgerechter Düngung.

Die Begrünung oder der Zwischenfruchtbau

Die Begrünung hat im Ackerbau verschiedene Aufgaben: Die Bodenbedeckung, Unterdrückung der Unkräuter, Humusaufbau, Speicherung der Bodennährstoffe, im Besonde-

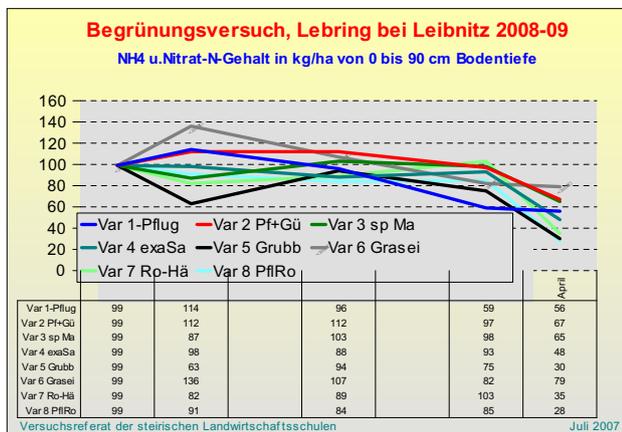


Abbildung 8: Begrünungsversuch, Lebring bei Leibnitz 2008-09

ren des Nitrates, in seltenen Fällen wird der Aufwuchs noch als Futter für Tiere oder in der Biogasanlage gebraucht.

Varianten der Begrünung:

- Sommerzwischenfrucht nach Getreide und Raps,
- Winterzwischenfrucht nach Mais und Kürbis
- Grasuntersaat im Ölkürbis

Sommerzwischenfrüchte mit Leguminosen

Sommerzwischenfrüchte ohne Leguminosen

Ansaatvarianten: Untersaat in die Kultur

Stoppelsaat nach der Ernte

Die Untersaat wäre gegen die Auswaschung sehr wirksam. Sie wird aber durch die Hauptkultur häufig unterdrückt und kann nicht flächendeckend anwachsen.

Die Stoppelsaat verursacht durch die Bodenbearbeitung einen Mineralisierungsschub und wird erst nach dem Anwachsen gegen die Auswaschung wirksam.

Die beiden Begrünungsversuche in Lebring und Altneudörfel wurden durch N_{min}-Messungen von der Saat weg begleitet. Erst im März konnte ein intensives Pflanzenwachstum beobachtet werden. Dies führte zu einem erkennbaren Sinken der Nitratwerte (Abbildung 8) durch die Nährstoffaufnahme der Begrünung oder durch Immobilisierungsvorgänge.

Zusammenfassung

- Nach der Ernte soll der Reststickstoffgehalt im Boden bis 90 cm nicht höher als 50 kg/ha sein.
- Saatzeit bei einer Getreidebegrünung (Grünroggen) darf nicht später als 10. Oktober sein.
- Saatzeit bei einer Winterrüben Perko Begrünung darf nicht später als 20. Sept. angelegt werden.
- Je später die Aussaat erfolgt desto höher soll die Saatgutmenge sein.
- Nicht weniger als 100 kg/ha bei Getreidebegrünung.
- Nicht weniger als 10 kg/ha bei einer Winterrüben, Perko Begrünung.

- Keine Wirtschaftsdüngergabe im Herbst.
- Eine eventuell nötige Windenbekämpfung soll durch eine dichte Sommerzwischenfrucht oder durch eine chemische Behandlung im Mais oder Getreide erfolgen.
- Die Saat mit einem Grubber oder das Einhäckseln des Saatgutes sind nach den einjährigen Versuchsergebnissen und langjährigen Beobachtungen am wirksamsten und am kostengünstigsten.
- Die Bodenbearbeitung sollte möglichst gering ausfallen, damit die Mineralisierung nicht verstärkt wird.

Diskussion der Ergebnisse

Die langjährige Versuchstätigkeit zum Thema Stickstoffdüngung im Ackerbau zeigt deutlich auf, dass die Empfehlungen die Richtlinien der sachgerechten Düngung zur Reinhaltung des Grundwassers Ziel führend sind und bei Vermeidung jeder Überdüngung der Grenzwert von 50 mg/l Nitrat im Sickerwasser im mehrjährigen Mittel nicht überschritten wird. Der mineralische Stickstoffgehalt im Boden unmittelbar nach der Ernte wird als Rest N_{min}-Wert bezeichnet. Liegt dieser Wert bei einer Beprobungstiefe von 0-90 cm

auf leichten Böden unter 50 kg N/ha,

auf bindigen und tiefgründigen Böden unter 80 kg N/ha

so kann von einer sachgerechten Düngung ausgegangen werden. Zeigt diese Messung einen höheren Wert an, sollte eine Hinterfragung des Düngungsregimes erfolgen.

Ein rascher und wirksamer Zwischenfruchtanbau in einer geschlossenen Fruchtfolge bringt einen weiteren wichtigen Beitrag zur Reinhaltung des Grundwassers.

Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projektes „Ackerbauliche Maßnahmen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal“ im Auftrag der FA 19A, 17C, 10A und 3 der Steiermärkischen Landesregierung durchgeführt.

Als Leiter des Versuchsreferates Steiermark sage ich vielen herzlichen Dank den Mitarbeitern des Versuchsreferates für die verlässliche und exakte Arbeit auf den Versuchsfeldern. Erst dadurch sind diese wertvollen Ergebnisse für die Praxis möglich geworden.

Literatur

- ASSFALL, A., 2009: Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen von Körnermais, Wintergerste und Ölkürbis im Rahmen der Grundwassersanierung im Leibnitzerfeld. Diplomarbeit, Oktober 2009.
- LUB, 2009: Grasreinsaat im Ölkürbis. Landwirtschaftliche Umweltberatung, Steiermark, Zwischenbericht 2009.
- ZWATZ, F., 1999: Einfluss einer unterschiedlichen Stickstoffdüngung auf Ertrag und Ertragsverhalten von Mais in Wagna/Leibnitz. Diplomarbeit, April 1999.

Stickstoffflüsse auf Ackerland des Murtales in Hinblick auf grundwasserverträgliche Bewirtschaftung

Franz Feichtinger^{1*}, Georg Dersch², Johann Fank³ und Johann Robier⁴

Zusammenfassung

Die Nitratkonzentration im Grundwasser des Murtales übersteigt wiederholt geltende Grenzwerte, was vor allem von Stickstoffeinträgen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen herrührt. Im Rahmen eines Kooperationsprojektes sind unter anderem die Stickstoffflüsse auf Ackerland des Murtales hinsichtlich Grundwasserverträglichkeit untersucht und bewertet worden. Grundwasserverträglichkeit ist dabei durch eine Nitratkonzentration der Grundwasserneubildung von kleiner gleich $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ definiert. Für eine grundwasserverträgliche Bewirtschaftung von Ackerland im Murtal wird zielführend erachtet, dass jedes Feldstück die Vorgabe erfüllt: N-Import (Düngung, Leguminosen, Bewässerung) minus N-Export (Abfuhr von Erntegut) ist kleiner gleich $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Schlagwörter: Monitoring, Modellierung, ungesättigte Zone, Grundwasser, Stickstoffbilanz

Summary

The nitrate concentration of the aquifers in the valley of the river Mur exceeds the established threshold value again and again. In the frame of a cooperative project the nitrogen fluxes should be investigated and assessed with respect to “groundwater suitability”, which is defined for this purpose by a mean nitrate concentration less than $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. This objective may be achieved if the nitrogen balance of each field equals to: N – Input (fertilizer, legumes, irrigation) minus N – Output (removal of yield) is less or equal $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Keywords: Monitoring, modelling, vadose zone, groundwater, nitrogen balance

1 Einleitung

Das österreichische Wasserrecht in Kombination mit der Grundwasserschwellenwertverordnung und der Trinkwasserverordnung präzisieren die Mindestanforderungen der Grundwassergüte. Das Grundwasser des Murtales, welches für überregionale Wasserversorgung intensiv genutzt wird, erfüllt hinsichtlich Nitratkonzentration diese Mindeststandards wiederholt nicht, was vor allem von flächenhaften Stickstoffeinträgen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen herrührt. Auf Basis vorliegender Versuchsergebnisse und den Ergebnissen von Modellberechnungen wird in einem interdisziplinären Kooperationsprojekt versucht, einfache und durch den Landwirt nachvollziehbare Maßnahmen zu definieren, die es erlauben, das Grundwasser des Murtal-Grundwasserleiters nachhaltig für die Trinkwasserversorgung nutzen zu können, was gegenständig als grundwasserverträgliche Bewirtschaftung von Ackerland des Murtales verstanden wird. Es sind solche ackerbauliche Maßnahmen als grundwasserverträglich definiert, die es unter Berücksichtigung der gegebenen Standortverhältnisse (Boden, Klima, Kulturfolge) erlauben, die Nitratkonzentration des Sickerwassers oberhalb der Grundwasseroberfläche (und jedenfalls unterhalb des Wurzelraumes) im langfris-

tigen Mittel unter 50 mg l^{-1} zu halten. Ziel dieser Arbeit ist es, die im Kooperationsprojekt untersuchten Stickstoffflüsse auf Ackerland des Murtales in Hinblick auf grundwasserverträgliche Bewirtschaftung darzulegen und zu bewerten.

2 Material und Methoden

Ergebnisse von bereits vorliegenden Modellstudien, Messwerte von der Lysimeterstation Wagna und eine zusätzliche Szenarienanalyse mit dem Rechenmodell SIMWASER/STOTRASIM sind in die gegenständliche Arbeit eingeflossen. Das zugrundeliegende Projektgebiet, welches in *Abbildung 1* abgegrenzt ist, liegt im Südosten der Steiermark, zwischen Graz und Radkersburg. In *Abbildung 1* sind auch die Gebiete bzw. Orte ausgewiesen, für die bereits Modellergebnisse bzw. Messwerte vorgelegen haben.

Modellkonzept SIMWASER/STOTRASIM

Das Modellkonzept SIMWASER/STOTRASIM (STENITZER 1988 und FEICHTINGER 1998) ist ein Rechenmodell, welches für die ungesättigte Zone landwirtschaftlich genutzter Flächen die Wasser- und Stickstoffflüsse in eindimensionaler, vertikaler Richtung beschreibt und bewertet.

¹ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

² Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Institut für Bodengesundheit und Pflanzenernährung, Spargelfeldstraße 191, A-1226 WIEN

³ Joanneum Research, Institut für WasserressourcenManagement - Hydrogeologie und Geophysik, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

⁴ Versuchsreferat der Steirischen Landwirtschaftsschulen, A-8361 HATZENDORF 181

* Ansprechpartner: franz.feichtinger@baw.at

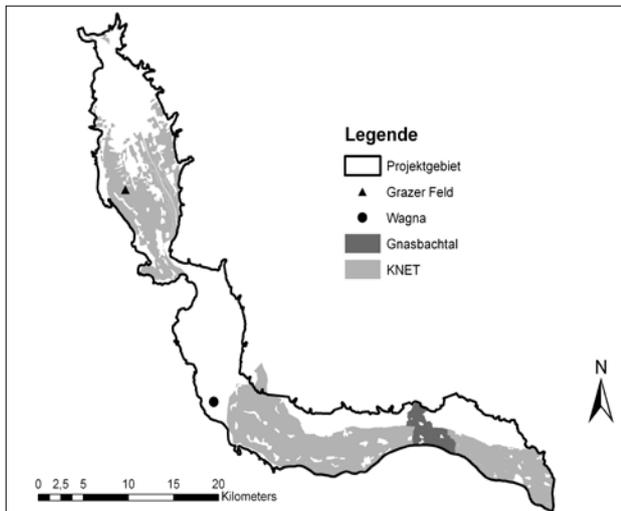


Abbildung 1: Abgrenzung des Projektgebietes und Verortung projektrelevanter Arbeiten

SIMWASER berechnet die Wasserbilanz und das Pflanzenwachstum für eine beliebig lange Fruchtfolge einer Nutzfläche auf Tagesbasis. An der Bodenoberfläche werden Niederschlag und Beregnung als Eintrag und die Evapotranspiration als Wasserentzug in Rechnung gestellt. Interzeption wird berücksichtigt. Die Kalkulation der Wasserbewegung im Boden folgt dem Darcy-Gesetz unter Beachtung der Wasserspeicherfähigkeit des Bodenprofils. Die Untergrenze des Bodenprofils ist durch die Grundwasseroberfläche gegeben oder in einer Tiefe angesetzt, in der kein Einfluss des Wurzelentzuges mehr vorliegt. Der Wasserfluss an der Profiluntergrenze ergibt die Tiefensickerung oder Grundwasserneubildung bzw. den kapillaren Aufstieg.

STOTRASIM berechnet die Stickstoff- und partiell die Kohlenstoffdynamik eines landwirtschaftlich genutzten Bodens. Dabei werden als Stickstoffeinträge an der Bodenoberfläche Düngung, Niederschlag, Beregnung und die Bindung aus der Luft durch Leguminosen berücksichtigt. Pflanzenaufnahme, Denitrifikation und Ammoniumausgasung sind entsprechende Stickstoffausträge. Mineralisation und Immobilisation gehen in die Berechnung des bodenbürtigen Stickstoffumsatzes ein. Der an die Wasserbewegung gebundene, vertikale Stickstofftransport erfolgt ausschließlich als Nitrat. Der an der Untergrenze des Bodenprofils berechnete Nitratfluss formuliert somit die Stickstoffversickerung bzw. kapillaren Aufstieg.

Vor Anwendung von SIMWASER/STOTRASIM in der Projektregion wurden einige prozesssteuernde Beiwerte an den Daten der Lysimeterstation Wagner justiert bzw. regionalspezifische Adaptierungen vorgenommen.

2.2 Vorliegende Modellstudien zum Projektgebiet

Im Projekt „Nitratmodellierung in Brunneneinzugsgebieten – Fallbeispiel Donnersdorf/Fluttendorf–Gnasbach“, wurde das **Gnasbachtal** (s. *Abbildung 1*) hinsichtlich Wasser- und Stickstoffflüsse auf Ackerflächen näher untersucht und eine Dotation des Grundwassers des Unteren Murtales aus dem Gnasbachtal bezüglich Auswirkungen auf die Trinkwasser-

brunnen Donnersdorf und Fluttendorf bewertet (FANK und FEICHTINGER 2008b).

Im interdisziplinären Projekt „Prognosemodell Murtal – Aquifer“ (KNET, s. *Abbildung 1*) war neben vielen anderen Punkten die Bewertung der Wasser- und Stickstoffflüsse für die Ackerflächen des Projektgebietes ein wesentlicher Meilenstein. Dies geschah mit SIMWASER/STOTRASIM unter den regionalen Rahmenbedingungen von Wetter, Boden, Agrarmanagement und Grundwasser (FANK et al. 2008a).

Zum **Grazer Feld** (s. *Abbildung 1*), als Kerngebiet des Feldgemüsebaus in der Steiermark, sollten ursächliche Zusammenhänge zwischen der agrarischen Nutzungsform „Feldgemüsebau“ und den erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser untersucht werden und Managementstrategien hinsichtlich Grundwasserverträglichkeit bewertet werden. Dies geschah anhand von Felderhebungen und Modellrechnungen für die Region (SCHEIDL und FEICHTINGER 2006).

Zusätzlich war das Projektgebiet in die Evaluierung wasserrelevanter ÖPUL-Maßnahmen (**ÖPUL-Evaluierungen**) einbezogen, was anhand von Regionaldaten und Modellstudien erfolgte. Einerseits wurde die wasserwirtschaftliche Relevanz von Herbst- und Winterbegrünungen von Ackerflächen (Reduktion der Stickstoffversickerung in das Grundwasser) zu ÖPUL 2000 (FEICHTINGER et al. 2005) und zu ÖPUL 2007 (Wpa und BAW 2009a) untersucht, andererseits die Einstufung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen nach Österreichischer Bodenkartierung (ÖBK) bzw. Amtlicher Bodenschätzung und die daran geknüpfte Begrenzung einer Düngung geprüft (Wpa und BAW 2009b).

Aus all diesen Arbeiten resultierten unter anderem Tageswerte zur Grundwasserneubildung, zur Stickstoffversickerung, und zur Nitratkonzentration im Sickerwasser am unteren Ende eines definierten Bodenprofils, welche in die Zusammenschau der projektrelevanten Ergebnisse einfließen (s. Pkt. 3.1).

2.3 Lysimeterstation Wagner

An der Lysimeterstation Wagner werden seit 1992 bis dato die Wasser- und Stickstoffflüsse für eine Maismonokultur (1992 – 2003) mit nachfolgender regional konventioneller Bewirtschaftung (ab 2004), (MM / KON) und eine Fruchtfolgevariante (1992 – 2003) mit nachfolgender biologischer Wirtschaftsweise (ab 2004), (FF / BIO) erhoben. Ebenso sind die Wetterdaten, das Agrarmanagement und der Aufwuchs von Erntegut und Nichterntegut im Detail bekannt. Die Quantität und Qualität des Bodenwassers, der Versickerung in den Untergrund und des Grundwassers werden kontinuierlich erfasst (FANK et al. 2006). Diese Daten sind eine fundierte Basis für Stoffstromanalysen und die Anwendung von Rechenmodellen.

Damit wurden einerseits N-Input-/Outputbilanzen ange stellt, andererseits die Reaktion der Stickstoffversickerung auf unterschiedlich hohe Stickstoffdüngungen ausgelotet. Zu den N-Input-/Outputbilanzen (1.1.1992 – 31.7.2009) wurde folgendermaßen vorgegangen:

- Die Stickstoffimporte durch Mineraldünger sind nach angegebener Aufwandmenge und Produktangabe bewertet.

- Zu Wirtschaftsdünger ist der N-Import über die Aufwandmenge und den Stickstoffgehalt (Gülleanalyse oder Spindelwert) mit dem feldfallenden Anteil bewertet.
- Der N-Eintrag aus der Atmosphäre ist mit $1,1 \text{ mg N mm}^{-1}$ bewertet (SCHNEIDER 1998).
- Die Stickstoffimporte infolge biologischer Fixierung von Luftstickstoff durch Leguminosen sind nach Justierung mit SIMWASER/STOTRASIM bewertet.
- Die N-Abfuhr mit dem Erntegut ist entweder anhand von Analysewerten (TM, Stickstoffgehalt; ab 2005) oder anhand der Hektarerträge, unter Berücksichtigung der „Standardwassergehalte“, 14 bzw. 9%, und mittlerer Stickstoffgehalte für das Produkt (gemäß den Analysewerten ab 2005) errechnet.
- Die N-Exporte durch Versickerung in den Untergrund sind anhand der kontinuierlichen Lysimetermessungen bewertet.

Die Veränderung der Stickstoffversickerung infolge unterschiedlich hoher Stickstoffdüngungen wurde mit SIMWASER/STOTRASIM untersucht. Dazu wurden zur Bewirtschaftung beider Lysimeterseiten für den Zeitraum 1992 – 1999 die gedüngten Stickstoffmengen in folgenden Varianten berücksichtigt:

- Stickstoffdüngung gemäß der auf der Parzelle geübten Realität (Synonym: Praxis).
- Düngebemessung nach den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (RLSGD, BMLFUW 2006), wobei die jährliche Einordnung zur Ertragslage in jene erfolgte, die dem nachfolgend erzielten Ertrag entspricht; in dieser Form ein „was wäre wenn“-Variantenspiel: (Ertrag – real).
- Die Bemessung der Stickstoffmenge erfolgt durchgehend nach mittlerer Ertragslage gemäß RLSGD (Ertrag – mittel).
- Die Bemessung der Stickstoffmenge erfolgte durchgehend nach hoher Ertragslage gemäß RLSGD (Ertrag – hoch).
- Bei der Bemessung der Stickstoffmenge nach RLSGD wurde jeweils das Mittel der angegebenen Spanne einer Ertragsklasse genommen.
- In allen Fällen ist ein Zuschlag von 5% aufgrund der Gründigkeit des Standortes berücksichtigt.

2.4 Szenarienanalyse für das Projektgebiet

Mit Fokus auf eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft gemäß einleitender Definition wurden unter den regionalen Bedingungen zu Klima und Boden Szenarien auf unterschiedlichem Düngenniveau mit SIMWASER/STOTRASIM untersucht. Der Szenarienformulierung liegen die regionalen Agrarstrukturen betreffend Kulturartenverteilung, Tierhaltung und daraus resultierendem Stickstoffanfall zugrunde und auf die Grundwasserrelevanz einer Begrünung von Ackerflächen und der Intensität von Bodenbearbeitungsmaßnahmen ist Bedacht genommen (FEICHTINGER et al. 2005, FANK et al. 2010). Die nachfolgend beschriebenen Szenarien sind jeweils mit Kurzzeichen versehen, die diese in den Ergebnissen (Pkt. 3.2) identifizieren.

Rahmenbedingungen der Szenarienanalyse:

- Boden

Es wurden die von der ÖBK für Agrarflächen des Projektgebietes ausgewiesenen Bodeneinheiten in die Modellanalyse einbezogen. Die Parametrisierung der ÖBK – Angaben als Modell – Input für SIMWASER/STOTRASIM erfolgte nach Murer (1998). Die ÖBK – Angaben erstrecken sich über sechs Kartierungsbereiche und umfassen ~ 200 Bodeneinheiten.

- Klima

Die Klimainformation ist durch die Tageswerte der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchtigkeit, der Windgeschwindigkeit, der Niederschlagsmenge und der Globalstrahlung von der Station Leibnitz verwendet.

- Atmosphärischer Stickstoffeintrag

In Anlehnung an SCHNEIDER (1998) und in Abstimmung mit dem Grünlandlysimeter an der Station Wagna wurde der Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre von $3,0 \text{ mg N mm}^{-1}$ Niederschlag auf $1,1 \text{ mg N mm}^{-1}$ reduziert.

- Analyse des regionalen Ackerbaus für 2008:

Anteil Mais 2008: Mittel 66 % (49 – 72 %), Anteil Ölkürbis 2008: Mittel 14% (5 – 22%), Anteil Wintergetreide (Wintergerste + Winterweizen) 2008: Mittel 7,4%, Anteil Intensivkulturen o. Mais 2008: 10,9 %, mittlerer N-Anfall aus Wirtschaftsdünger 2008: ab Stall $47 – 50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Szenarienformulierung:

Es wurden Fruchtfolgen über 14 Jahre (1.1.1995 – 31.12.2008) bewertet und dieser Bewertung ist eine Vorlaufzeit ab 1.8.1986 mit derselben Fruchtfolgecharakteristik vorgeschaltet.

- Szenario 1 (FF-M):

Eine Fruchtfolge über 14 Jahre mit 10 x Mais, 2 x Ölkürbis, 1 x Wintergerste und 1 x Winterraps. Anbau und Erntedatum gemäß der Lysimeterstation Wagna oder gemäß regionaler Praxis

Düngung: gemäß mittlerer Ertragslage nach RLSGD im Mittel der Spanne; d.h.:

Mais: zum Anbau 50 kg N ha^{-1} feldfallend aus Wirtschaftsdünger (WD/ff),

Mitte Juni 80 kg N ha^{-1} aus Mineraldünger als NAC (MD)

Ölkürbis: zum Anbau 40 kg N ha^{-1} WD/ff

Winterraps: zum Anbau 30 kg N ha^{-1} WD/ff, März und April je 50 kg N ha^{-1} MD

Wintergerste: Anfang März 50 kg N ha^{-1} WD/ff., April 60 kg N ha^{-1} MD

Begrünungen: eine Winter- (Grünschnittroggen) wie Sommerbegrünung (Senf) beginnt am Folgetage des Endes einer Hauptkultur und endet am Tag vor der Saat der folgenden Hauptkultur.

Keine Düngung der Begrünungen

Bodenbearbeitung: Pflug 15 cm tief zum Ende der Begrünung. Alle anderen „Boden-Maßnahmen“ erfolgen schonend (z.B.: Direktsaat).

- Szenario 2 (FF-H):
gleicht Szenario 1 (FF-M), jedoch mit kulturspezifischer N-Düngung entsprechend der Obergrenze der Ertragslage hoch (RLSGD); d.h.: bei gleich bleibendem WD/ff-Einsatz wurde die MD-Menge entsprechend erhöht und im Bedarfsfall (Einzelgabe > 100 kg N) geteilt.
- Szenario 3 (FF-N):
gleicht Szenario 1 (FF-M), jedoch mit einer kulturspezifischen N-Düngung entsprechend niedriger Ertragslage (RLSGD) = Mittel der jeweils angegebenen Spanne zur mittleren Ertragslage x 0,8; d.h.: bei gleich bleibendem WD/ff-Einsatz wurde die MD-Menge entsprechend reduziert.
- Szenario 4 (FF-Null):
gleicht Szenario 1 (FF-M), jedoch ohne jegliche N-Düngung.

3 Ergebnisse

3.1 Zusammenschau: Gnasbachtal, Knet, Feldgemüsebau, Lysimeter Wagna und ÖPUL-Evaluierung

Die aus den Vorstudien resultierenden und für die gegenständliche Arbeit relevanten Ergebnisse sind folgendermaßen zusammenzufassen:

- Die mineralischen Stickstoffvorräte, welche in Tiefenprofilen gemessen wurden, lassen mehrfach auf Dünge-niveaus von größer 170 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in der Vergangenheit und Gegenwart schließen.
- Für entwässerte Flächen ist die über die Dräne abgeführte Wassermenge mit etwa 40% der Gesamtversickerungsmenge anzuschätzen. Die Nitratkonzentration untersuchter Dränwässer lag zwischen 50 und 140 mg NO₃ l⁻¹ und diese dotieren Oberflächengewässer.
- Die Verweilzeit in der ungesättigten Zone ist für ein 10 m mächtiges Bodenprofil in Abhängigkeit von der Feinbodenmächtigkeit über Schotter zwischen 2,5 und 8,5 Jahren einzuschätzen. Eine Abfuhr von Sickerwasser durch Dräne in dem oben genannten Umfang erhöht diese Verweilzeit auf ~ 4 bis annähernd 14 Jahre.
- Die Nitratversickerung ist im biologischen Feldgemüsebau auf Grund der geringeren Düngermengen, sowie Untersaaten zu Gemüse geringer als im IP-Gemüsebau. Jedoch liegen in beiden Bewirtschaftungsformen die gemessenen Nitratkonzentrationen des Sickerwassers über dem Trinkwassergrenzwert und sind somit nicht grundwasserverträglich.
- Die Wasserrelevanz (Reduktion der Stickstoffversickerung in das Grundwasser) von Herbst- und Winterbegrünungen von Ackerflächen ist primär von der Wuchsleistung und somit Trockenmassebildung der Begrünung abhängig. Wasserrelevante Begrünungen bedürfen daher entweder eines frühen Anbautermins (August/September, bei ~ 70% Körnermaisanteil in der Region schwer realisierbar), oder eines späten Umbruchs (z.B. April des Folgejahres, unmittelbar vor dem nächsten Maisanbau).
- Gemessene Erträge und zugehörige Bodenbewertungen ergaben einen nur sehr schwachen Zusammenhang zwischen Bodenbewertung (ÖBK: natürlicher Bodenwert, Bodenschätzung: Ackerzahl) und Ertragshöhe. Für diese Ertragszahlen galt aber auch, dass über alle Bodenbonitäten hinweg die Erträge zu 70% die mittlere Ertragslage gemäß RLSGD nicht überstiegen. Daher sollte im Sinne der Zielsetzung von ÖPUL und der Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Regelfall bei der Düngebemessung von einer mittleren Ertragslage ausgegangen werden.
- Die N-Input-/Outputbilanzierung zu Wagna ergab, dass sich die N-Einträge und N-Austräge auf beiden Lysimeterseiten über die Jahre hinweg die Waage halten und somit Fließgleichgewichte vorliegen. Die Abfuhr von Erntegut und die Versickerung sind die primären Austragspfade. Jener N-Eintrag, welcher größer als die N-Abfuhr ist, fließt somit in den Untergrund ab.
- Auf der Lysimeterseite MM / KON (keine Leguminosen in der Fruchtfolge) ist neben geringem atmosphärischen Eintrag (~ 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹) der N-Eintrag über Dünger, welcher deutlich über der Abfuhr mit dem Erntegut liegt, für die versickernde N-Fracht hauptverantwortlich.
- Auf der Lysimeterseite FF / BIO ist neben den Düngemitteln der N-Eintrag durch die Leguminosen von Bedeutung. Leguminosen und deren Eintrag von Luftstickstoff sind in der N-Bilanz unbedingt zu berücksichtigen, was zur Grundwassergüte von unübersehbarer Relevanz ist.
- Unterschiedliche Dünge-niveaus zur Maismonokultur in Wagna für 1992 – 1999 zeigen, dass die mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser für die real geübte Praxis (Praxis) über jener liegt, die einer Düngung gemäß hoher Ertragslage nach RLSGD (Ertrag – hoch) entspricht.
- Eine dem Realertrag entsprechende Düngung (Ertrag – real) hätte eine Nitratkonzentration im Sickerwasser zur Folge, die geringfügig über jener mit Düngebemessung nach mittlerer Ertragslage gemäß RLSGD liegt.
- Eine Düngebemessung nach mittlerer Ertragslage (Ertrag – mittel) gemäß RLSGD kommt einer grundwasserverträglichen Stickstoffversickerung (< 50 mg NO₃ l⁻¹) für die Maismonokultur bereits sehr nahe.
- Die Zusammenschau der Ergebnisse aus allen Projekten manifestiert, dass die genaue Kenntnis der N-Einträge und N-Austräge für grundwasserverträglichen Ackerbau essentiell ist. Nachdem in einem einigermaßen stabilen System die N-Bilanzüberschüsse an der Bodenoberfläche der N-Versickerung in den Untergrund praktisch gleichen, sind bei einer jährlichen Grundwasserneubildung in der Größenordnung von ~ 300 mm eben max. 30-35 kg N ha⁻¹ Überhang (Eintrag-Ernteabfuhr) möglich, um der Schranke der Grundwasserverträglichkeit (< 50 mg NO₃ l⁻¹) zu entsprechen. Dabei ist jedenfalls auch zu berücksichtigen, dass ~ 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ Eintrag bereits aus der Atmosphäre kommen und somit für grundwasserverträglichen Ackerbau die Bilanz von N-Eintrag durch Düngemittel minus N-Austrag über Erntegut max. 20-25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ betragen darf.

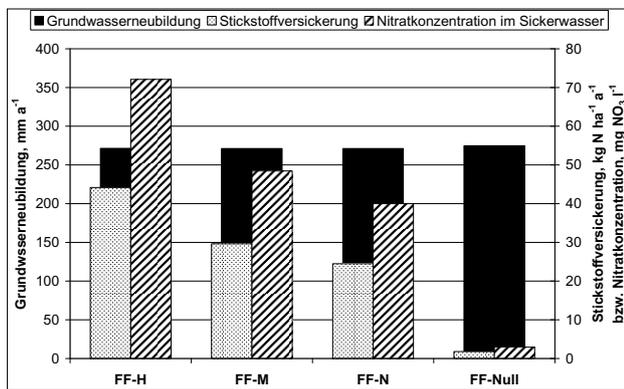


Abbildung 2: Gewichtete Mittel der Grundwasserneubildung, der Stickstoffversickerung und der Nitratkonzentration im Sickerwasser für vier Agrarszenarien und den Zeitraum 1.1.1995 – 31.12.2008

3.2 Szenarienanalyse für das Projektgebiet

Aus der Szenarienanalyse gemäß Pkt. 2.4 resultierten für jedes Agrarszenario und jede Bodeneinheit ein Mittelwert der Grundwasserneubildung, der Stickstoffversickerung in den Untergrund und eine Nitratkonzentration der Grundwasserneubildung über den Bewertungszeitraum (14 Jahre, 1.1.1995 – 31.12.2008). Unter Berücksichtigung der Flächenanteile der einzelnen Bodenformen wurden flächengewichtete Mittel für die einzelnen Szenarien errechnet, welche in *Abbildung 2* dargestellt sind.

Diese Ergebnisse sind folgendermaßen zusammenzufassen:

- Das Düngungsniveau hat keinen merkbaren Einfluss auf die Grundwasserneubildung.
- Die Auswirkungen der Düngungsniveaus auf die Stickstoffversickerung sind klar ersichtlich. Die Stickstoffversickerung zu einer Düngung nach „Ertragslage – hoch, Obergrenze“ wird um etwa 30% durch eine Düngung nach „Ertragslage – mittel“ reduziert. Eine Düngung nach „Ertragslage – nieder“ verringert die Stickstoffversickerung im Vergleich zu einer Düngung nach „Ertragslage – hoch, Obergrenze“ um etwa 45%.
- Die Nitratkonzentration im Sickerwasser, als Quotient von Stickstoffversickerung und Grundwasserneubildung, verhält sich gegenüber den unterschiedlichen Düngungsniveaus praktisch ident wie dies zum Ausmaß der Stickstoffversickerung beschrieben ist.
- Die Nullvariante (keine Düngung, FF-Null) wurde eben als Nullvariante mitgeführt und zeigt auf, welche Ergebnisse ohne Stickstoffdüngung zu erwarten wären. Dieses Szenario ist zwar kein realistisches Agrarszenario, kann jedoch die Erwartungen an ein allfälliges „Ausstiegsszenario“ skizzieren helfen.
- Somit ist im regionalen Mittel mit einer kulturspezifischen Stickstoffdüngung entsprechend „Ertragslage – mittel“, RLSGD ergänzt durch Begrünung der Ackerflächen in Bracheperioden inklusive Minimalbodenbearbeitung eine Nitratkonzentration im Sickerwasser zu erwarten, die als grundwasserverträglich einzustufen ist. Eine Detailbetrachtung der Ergebnisse weist aber auch aus,

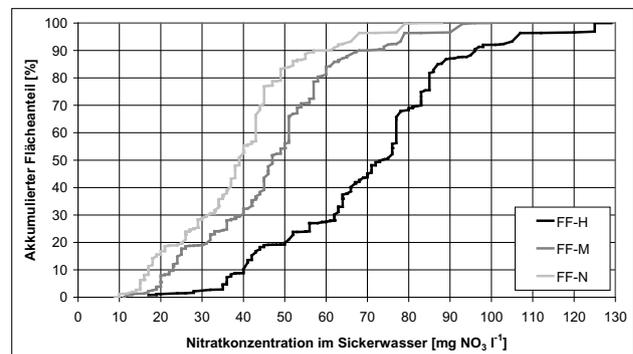


Abbildung 3: Flächenanteile der mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser zu den Agrarszenarien FF-H, FF-M und FF-N

dass manche Bodeneinheiten bereits bei Düngung nach „Ertragslage – hoch“ mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ als Resultat haben und andere Bodeneinheiten auch bei Düngung nach „Ertragslage – nieder“ mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser über $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ erbringen. Diese Tatsache steht in deutlichem Zusammenhang mit der Speicherleistung der Böden. *Abbildung 3* verdeutlicht zu den drei Düngungsniveaus das breite Spektrum und das Verteilungsmuster der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, indem zu den ÖBK-Bodeneinheiten für steigende Nitratkonzentrationen die Flächenanteile akkumuliert festgehalten sind.

4 Diskussion und Resümee der Ergebnisse

Gestützt auf die Ergebnisse der Vorarbeiten und jene der Szenarienanalyse wird in Hinblick auf grundwasserverträglichen Ackerbau im Murtal folgendes Resümee gezogen:

- Obwohl die Verteilungsmuster der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (*Abbildung 3*) über die Bodeneinheiten regional zuordenbar wären, wird eingehend davon abgeraten, das einzelne Feldstück damit auf seine Ausstragskonzentration oder das erforderliche Düngungsniveau einzustufen. Dafür sind die verwendeten Unterlagen (ÖBK, 1:25000) unzureichend georeferenziert, in ihrer Aussagegenauigkeit darauf nicht ausgelegt und in ihrer Aussagekraft überfordert. Die Modellanwendung für definierte Flächeneinheiten des Projektgebietes liefert eine globale Aussage für die Einschätzung, welcher praktikable Weg zu einem grundwasserverträglichen Ackerbau im Murtal führen kann.
- Weiters ist die Stickstoffversickerung aus einem Acker nicht nur vom Düngungsniveau und den bereits angesprochenen Bewirtschaftungsstrategien abhängig, sondern auch die Erfahrung und das Geschick des Landwirtes und manches mehr fließen dazu ein. Das sind wiederum Dinge, die in der Modellanalyse nicht erfasst sind und nicht erfasst werden können.
- Daher wird zu den Stickstoffflüssen folgende, als praktikabel erachtete Vorgangsweise zur Zielerreichung einer Nitratkonzentration kleiner $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ im Sickerwasser der Ackerflächen des Murtales zusammenfassend vorgeschlagen:

- Ausgehend von der Tatsache, dass der Quotient von versickernder Stickstofffracht und Grundwasserneubildung das Kriterium (kleiner $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$) zu erfüllen hat, ist eine regionale mittlere Grundwasserneubildung einzuschätzen. In der Zusammenschau vorliegender Ergebnisse zur Grundwasserneubildung (*Abbildung 3*: $\sim 275 \text{ mm a}^{-1}$, Lysimeter Wagna: $280 - 335 \text{ mm a}^{-1}$, zugehörige Jahresniederschläge: $900 - 960 \text{ mm a}^{-1}$) kann für die Region von einer mittleren Grundwasserneubildung von $\sim 300/310 \text{ mm a}^{-1}$ ausgegangen werden. Daraus resultiert eine maximal zulässige Versickerungsfracht von $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, um die Schranke der Grundwasserverträglichkeit von $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ einzuhalten.
- Da bei Fließgleichgewicht diese Grenze auch für die Stickstoffbilanz an der Bodenoberfläche gilt, heißt das, dass der schlagbezogene jährliche N-Input (Düngung, Atmosphäre, Leguminosen, Bewässerung) nicht mehr als 35 kg N ha^{-1} über dem jährlichen N-Export (Abfuhr von Erntegut) liegen darf. Nachdem der jährliche N-Import durch die atmosphärische Deposition mit $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ anzusetzen ist reduziert sich die schlagbezogene N-Bilanz an der Bodenoberfläche auf das Erfordernis:

N-Import (Düngung, Leguminosen, Bewässerung)

minus

N-Export (Abfuhr von Erntegut)

$\leq 25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Bei der Bemessung der kulturspezifischen Stickstoffdüngung ist grundsätzlich die „Ertragslage – mittel“ gemäß RLSGD zugrunde zu legen. Um jedoch der Summe von Faktoren (standörtliche Bodenverhältnisse, Geschick des Landwirtes, Jahreswitterung, ...), die die schlagbezogene N-Bilanz an der Bodenoberfläche mit beeinflussen, Rechnung zu tragen, ist eine auf das Feldstück abgestimmte Erhöhung der Düngung durchaus möglich, solange obiges Erfordernis eingehalten wird. Gleichzeitig ist es aber auch verpflichtend, dass auf einem Standort, auf dem obiges Erfordernis nicht erfüllt ist, die Düngung soweit reduziert wird, bis eben dieses eingehalten wird.

5 Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projektes „Ackerbauliche Maßnahmen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal“ im Auftrag der FA 19A, 17C, 10A und 3 der Steiermärkischen Landesregierung durchgeführt.

6 Literatur

BMLFUW, 2006: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der

Landwirtschaft. 6. Aufl., 80 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

FANK, J., G. FASTL, H. KUPFERSBERGER und G. ROCK, 2006: Die Bewirtschaftung des Versuchsfeldes Wagna – Auswirkungen auf die Grundwassersituation. Bericht über das Seminar „Umweltprogramme für die Landwirtschaft und deren Auswirkung auf die Grundwasserqualität“, 7. – 8. März 2006, Irnding, Gumpenstein, 43-48.

FANK, J., F. FEICHTINGER und J. FÜRST, 2008a: „Prognosemodell Murtal – Aquifer“; Endbericht, Netzknoten 1, Work Package 1.1.1, im Auftrag der Kompetenznetzwerk Wasserressourcen GmbH, Graz/Petzenkirchen/Wien, am 27.06.2008.

FANK, J. und F. FEICHTINGER, 2008b: „Nitratmodellierung in Brunneneinzugsgebieten – Fallbeispiel Donnersdorf / Flutendorf – Gnasbach“; Endbericht, Netzknoten 1, Work Package 1.1.5, im Auftrag der Kompetenznetzwerk Wasserressourcen GmbH, Graz, am 27.06.2008.

FANK, J., G. DERSCH, F. FEICHTINGER und J. ROBIER, 2010: Erforderliche Maßnahmen und Umsetzungsoptionen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal-Grundwasserleiter. 2. Umweltökologisches Symposium „Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft“. 02.-03.03.2010 Gumpenstein, A. a. O.

FEICHTINGER, F., 1998: STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. – Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, 7, 14-41.

FEICHTINGER, F., A. SCHEIDL und J. DORNER, 2005: „ÖPUL 2000 – Begrünungsvarianten (Pkt. 2.22)“, Evaluierung der wasserwirtschaftlichen Relevanz (Effizienz) einer Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter. – Bericht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft.

MURER, E., 1998: Die Ableitung der Parameter eines Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodells aus den Ergebnissen der Bodenkartierung. – Modelle für die gesättigte und Bodenzone. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, 7, 89-103.

SCHEIDL, A. und F. FEICHTINGER, 2006: Endbericht zum Projekt „Feldgemüsebau Grazer Feld“. Bericht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen, November 2006.

SCHNEIDER, J., 1998: Kartierung der nassen Deposition in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, UBA BE-104. Januar 1998.

STENITZER, E., 1988: SIMWASER – Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. – Mitt. der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt Nr. 31, A-3252 Petzenkirchen.

Wpa GmbH und BAW, 2009a: ÖPUL Evaluierung - Änderungen in der Gesamtwirksamkeit der Begrünungsvarianten und Nebeneffekte. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW.

Wpa GmbH und BAW, 2009b: ÖPUL Evaluierung - Nitrataustrag aus auswaschungsgefährdeten Ackerflächen. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW.

Erforderliche Maßnahmen und Umsetzungsoptionen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal-Grundwasserleiter

Johann Fank^{1*}, Georg Dersch², Franz Feichtinger³ und Johann Robier⁴

Zusammenfassung

Auf Basis von Versuchsergebnissen und den Ergebnissen von Modellberechnungen wird versucht, durch den Landwirt nachvollziehbare Maßnahmen zu definieren, die es erlauben, das Grundwasser des Murtales nachhaltig für die Trinkwasserversorgung zu nutzen. Ackerbauliche Maßnahmen sind grundwasserverträglich, wenn die Nitratkonzentration des Sickerwassers oberhalb der Grundwasseroberfläche im langfristigen Mittel unter 50 mg l^{-1} liegt. Zur Zielerreichung scheinen folgende Maßnahmen unverzichtbar:

- Düngebemessung nach den Richtlinien für sachgerechte Düngung auf Basis einer mittleren Ertragslage für die Region.
- Verzicht auf die Ausbringung von stickstoffhaltigem Dünger im Herbst.
- Anlage winterharter Gründdecken.

Um die Umsetzung zu gewährleisten sind folgende Aktivitäten notwendig:

- Aus- und Weiterbildung der Landwirte
- Anlage und Führung von Musterflächen
- Erstellung eines Nitratinformationsdienstes (Internetbasiert)
- Unterstützung der Landwirte in der Beratung durch Bilanzberechnungen

Schlagwörter: Murtal-Grundwasserleiter, Nitratbelastung, sachgerechte Düngung, Musterflächen, Nitratinformationsdienst

Summary

Simple and comprehensible measures in view of the farmers to reduce nitrate concentration in the groundwater of the Mur-valley floor aquifer are determined and proposed on the basis of local experiments and on model calculations. Agricultural measures are defined to be groundwater protective, if nitrate concentration in seepage water below the root zone will be kept below 50 mg l^{-1} on a long term scale. Following measures seem to be necessary:

- Farming based on the guidelines for appropriate fertilization (on mean yield level)
- Abdication of fertilization with nitrogen in autumn
- Using of cover crops during winter months

Following activities will ensure the implementation

- Advanced training of the farmers
- Implementation of monitoring and demonstration areas
- Implementation of a nitrate information service (Internet-based)
- Input / Output balancing of nitrogen on field scale

Keywords: Mur-valley floor aquifer, nitrate contamination, appropriate fertilization, monitoring areas, nitrate information service

Einleitung

Das Grundwasser der quartären Lockersedimente des Murtales von Graz bis Bad Radkersburg (Fläche etwa 300 km^2) wird intensiv für die überregionale Versorgung der Bevölkerung mit Wasser in einem Radius von etwa 100 km genutzt. Die flächenhaften Stickstoffeinträge unter landwirtschaftlichen Nutzflächen stellen immer noch die wichtigste Quelle der Nitratbelastung des Grundwassers, und damit unserer Trinkwasserreserven dar. Es muss eine fachliche Neukonzeption der Bewertungsgrundlagen für die nächsten Jahre erarbeitet werden, die es erlaubt, auch

unter sich ändernden Rahmenbedingungen hinsichtlich der landwirtschaftlichen Betriebsführung einen Einklang zwischen Landwirtschaft – Wasserwirtschaft – Ökologie und Ökonomie zu finden.

Auf Basis vorliegender Versuchsergebnisse und den Ergebnissen von Modellberechnungen wird in einem interdisziplinären Kooperationsprojekt versucht, einfache und durch den Landwirt nachvollziehbare Maßnahmen zu definieren, die es erlauben das Grundwasser des Murtal-Grundwasserleiters nachhaltig für die Trinkwasserversorgung nutzen zu können. Aus den bisherigen Erfahrungen zeigte sich, dass alleine

¹ Joanneum Research, Institut für WasserRessourcenManagement - Hydrogeologie und Geophysik, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

² Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit - Institut für Bodengesundheit und Pflanzenernährung, Spargelfeldstraße 191, A-1226 WIEN

³ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

⁴ Versuchsreferat der Steirischen Landwirtschaftsschulen, A-8361 HATZENDORF 181

* Ansprechpartner: johann.fank@joanneum.at

die Definition und Verordnung von Maßnahmen für eine Verminderung des Nitrataustrags aus der ungesättigten Zone ohne Kontrollmaßnahmen eine zu geringe Wirkung in ihrer Umsetzung auf regionaler Skala zeigen. Zudem ist davon auszugehen, dass eine flächenhafte Kontrolle aufgrund des erforderlichen Personal- und Untersuchungsaufwandes de facto nicht möglich ist. Es ist daher zu untersuchen, welche Möglichkeiten der effizienten Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen es unter Berücksichtigung der vorhandenen Werkzeuge gibt und wie diese auf regionaler Skala einsetzbar wären.

Es ist auch davon auszugehen, dass die Erreichung des Qualitätszieles nur dann möglich ist, wenn alle an einem Strang ziehen. Dazu ist es jedenfalls erforderlich, dass die Notwendigkeit der Verbesserung der Grundwasserqualität auch in den Köpfen der Akteure verankert werden kann. Dies ist nur denkbar, wenn es gelingt, in der Umsetzungsphase die ökologischen Erfordernisse mit den ökonomischen Notwendigkeiten der Landwirtschaft in Einklang zu bringen. Allerdings muss dabei aber auch die Bedeutung der Trinkwasserversorgung für den nicht-landwirtschaftlichen Anteil der Bevölkerung entsprechende Beachtung finden.

Grundwasserschonende Ackerbewirtschaftung

Die Nitratkonzentration im Grundwasser ist ein Ergebnis der komplexen Wechselwirkung zwischen Atmosphäre, Boden, Pflanze, Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Zone und im Grundwasser selbst. Aufgrund der in Boden und Pflanze ablaufenden Prozesse in Abhängigkeit von der Wasser- und Stickstoffdüngerezufuhr ist gerade bei rasch reagierenden, gut durchlässigen und seichtgründigen Böden die dauernde Einhaltung des Trinkwassergrenzwertes für Nitrat im Sickerwasser (50 mg l^{-1}) unterhalb der Wurzelzone nicht möglich. Perioden höherer Austragskonzentrationen folgen Zeiträume mit niedrigeren Nitratwerten im Sickerwasser. Aber auch in gut speichernden, tiefgründigen Böden kommt es zu Nitratverlagerung in Richtung Grundwasser. Die Nitratbelastung des Grundwassers aus dem Sickerwasser ist stark von der Höhe der Grundwasserneubildung abhängig, sodass für deren Bewertung jedenfalls Stickstofffrachten, also die Menge des ausgewaschenen Stickstoffs heranzuziehen ist.

Bewirtschaftungsformen, in denen die Nitratbelastung des Sickerwassers unterhalb der Wurzelzone im mehrjährigen Mittel kleiner als 50 mg l^{-1} liegt können jedenfalls als grundwasserverträglich eingestuft werden, da hierbei die gesetzlichen Grenzwerte der Nitratkonzentration im Grundwasser auch dann eingehalten werden können, wenn im gesamten Wassereinzugsgebiet ackerbauliche Bewirtschaftung gegeben ist. Eine eventuelle Verdünnung durch Zustrom von infiltrierendem Oberflächenwasser oder durch Grundwasserneubildung unter Wald- bzw. Siedlungsgebieten führt jedenfalls zu einer noch weiter führenden Reduktion der Nitratkonzentration im Sickerwasser. Umgekehrt kann die Landwirtschaft eines untersuchten Bereiches bei Einhaltung dieser Rahmenbedingungen keinesfalls für erhöhte Nitratwerte im Grundwasser verantwortlich gemacht werden, die aus dem Zustrom aus sonstigen Quellen stammen.

Eine Beurteilung des Stickstoffaustrags aus ackerbaulich genutzten Flächen des Murtales von Graz bis Bad Radkersburg auf Basis der Nitratkonzentrationsmessungen im Grundwasser selbst ist nicht zulässig, da in nahezu allen Teilbereichen die Nitratkonzentration des Grundwassers einerseits durch die Wechselwirkung mit den Oberflächengewässern (Fließgewässer und Nassbaggerungen), andererseits durch die Sickerwasserbildung unter nicht ackerbaulich genutzten Flächen (Wald, Siedlungen, Verkehrswege etc.) beeinflusst wird. Wird eine derartige Immissionsbewertung des Grundwassers als Richtschnur für die Landwirtschaft gelegt, so sind unter sonst vollkommen gleichen Rahmenbedingungen aufgrund des Verdünnungseffektes unterschiedliche ackerbauliche Maßnahmen zulässig, ohne dass vorgegebene Grenzwerte überschritten werden. Wesentlich besser zur Bewertung der Auswirkung ackerbaulicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualitätssituation geeignet ist eine emissionsseitige, wie sie im Rahmen der Richtlinien für Sachgerechte Düngung oder auch in den neueren Schongebietsverordnungen des Murtales festgeschrieben ist.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden solche ackerbauliche Maßnahmen als grundwasserverträglich definiert, die es unter Berücksichtigung der gegebenen Standortverhältnisse (Boden, Klima, Kulturfolge) erlauben, die Nitratkonzentration des Sickerwassers oberhalb der Grundwasseroberfläche (und jedenfalls unterhalb des Wurzelraumes) im langfristigen Mittel unter 50 mg l^{-1} zu halten.

Der Murtal-Grundwasserleiter und seine physiogeographischen Merkmale

Der untersuchte Murtal-Grundwasserleiter liegt im Süden bzw. Südosten der Steiermark und umfasst im Wesentlichen die ebenen Talandschaften des österreichischen Murtales südlich des Stadtgebietes von Graz bis Bad Radkersburg. Nach der politischen Gliederung der Steiermark werden Teile der Bezirke Graz-Umgebung, Leibnitz und Bad Radkersburg einbezogen.

Der Untersuchungsraum setzt sich aus den Teillandschaften Grazer Feld, das durch den Wildoner Buchkogel und dem Sukduller Karst vom Leibnitzer Feld getrennt wird und Unteres Murtal zusammen. Diese bilden einen Talraum, der aus fluvialen und fluvioglazialen Sedimenten aufgebaut ist. Aus geologischer Sicht umfasst das Projektgebiet in erster Linie den alluvialen Talboden der Mur sowie die Niederterrasse landschaft. In Randbereichen des Leibnitzer Feldes und im Norden des Unteren Murtales werden zu einem geringen Teil auch höhere pleistozäne Terrassen einbezogen. Aufgrund der ebenen Landschaft bildet das Gebiet einen bedeutenden Siedlungsraum, der schon seit der Frühzeit auch als bedeutender Träger von Verkehrswegen fungiert. Die Böden bieten beste Bedingungen für den Ackerbau, die Sedimente bilden eine hervorragende Basis für die Rohstoffgewinnung und die Mur wird in zunehmendem Umfang für die Energiegewinnung aus Wasserkraft genutzt. Das Grundwasser des ergiebigen Aquifers wird intensiv zur Trink- und Nutzwasserversorgung der Bevölkerung und der Wirtschaft genutzt.

Flächendeckende Informationen zu den Bodenverhältnissen der landwirtschaftlich genutzten Böden in der Projektregion

liegen durch die Unterlagen der Österreichischen Bodenkartierung (ÖBK) und durch jene der Amtlichen Bodenschätzung vor. Die ÖBK - Angaben sind in den Unterlagen zu den Kartierungsbereich Graz - Nord, Graz - Süd, Wildon, Leibnitz, Mureck und Radkersburg enthalten. Demnach sind die Böden und deren Genese an die Landschaftsräume der Region gebunden. So finden sich im Aubereich der Mur neben der Dominanz von Auböden auch Gleye. Auf der Niederterrasse überwiegen Lockersediment - Braunerden, sind aber auch Pseudogleye, Gleye, Braunlehme und Kulturrohböden mehrfach ausgewiesen. In den Talböden der Nebengerinne kommen Lockersediment - Braunerden, Pseudogleye, Gleye und Auböden vor. Für das Tertiär - Hüggelland und die Quartär - Terrassen sind Lockersediment - Braunerden, Pseudogleye, Braunlehme, Kulturrohböden, Auböden, Gleye und Anmoore genannt. Für weitere Differenzierungen und Details wird auf die oben erwähnten ÖBK - Unterlagen verwiesen.

Hinsichtlich der klimatischen Verhältnisse können dem Projektgebiet die Merkmale mäßig kontinental, sommerwarm und wintermild zugesprochen werden. Der Winter ist hochnebelreich und sonnenscheinarm, der Sommer hingegen sonnenscheinreich und warm mit deutlicher Neigung zu Schwüle, Gewitter und Hagel. Nebelreichtum und Schwüle sind Wirkungen der Windarmut, die ihrerseits wieder aus der starken Abschirmung von Fremdwetter aus Westen bis Norden resultiert. Die Niederschläge nehmen von Südwesten nach Nordosten ab und sind zu einem Großteil an Wetterlagen mit Feuchtigkeitszufuhr aus Süden bis Südosten gebunden (PODESSER und WAKONIGG). Das

Klimadiagramm in *Abbildung 1* zeigt eine leicht ansteigende Mitteltemperatur mit zunehmender Seehöhe und einen Niederschlagsüberschuss von etwa 70 mm a⁻¹ in Leibnitz gegenüber Bad Radkersburg und Graz-Thalerhof.

Der jahreszeitliche Verlauf der Lufttemperatur ist an allen drei Stationen praktisch ident. Der jahreszeitliche Verlauf des Niederschlags zeigt an allen drei Stationen ein deutliches Sommermaximum und ein Winterminimum, welche allerdings in Graz-Thalerhof im Vergleich zu den beiden anderen Stationen deutlicher ausgeprägt ist. In den weiter südlich gelegenen Stationen Leibnitz und Bad Radkersburg sind im Vergleich zu Graz-Thalerhof deutlich höhere Herbstniederschläge erkennbar. Die mittlere klimatische Wasserbilanz weist einen deutlichen Niederschlagsüberschuss gegenüber der Verdunstung aus. Ein leichtes Wasserbilanzdefizit existiert nur in den Monaten April bis Juni.

Die Erneuerung dieses Grundwasserkörpers erfolgt in erster Linie aus den infiltrierenden Niederschlägen im Bereich der Terrasse selbst als wesentlichste Komponente, aus der Wechselwirkung des Grundwassers mit relevanten Oberflächengewässern, in erster Linie der Mur und im Unteren Murtal deren nördliche Seitenzubringer (Grabenlandbäche) sowie Randzuflüssen aus den umgrenzenden hydrogeologischen Einheiten. Die jahreszeitlich unterschiedliche Grundwasserneubildung und die variierenden Wasserstände der Oberflächengewässer bewirken ein natürliches Schwankungsverhalten des Grundwasserspiegels von bis zu 2.5 m. Trotz dieser hohen Schwankungsbreite kann durch ein nahezu singuläres Neubildungsereignis nahezu die gesamte Spannweite der Grundwasserspiegelschwankung durch-

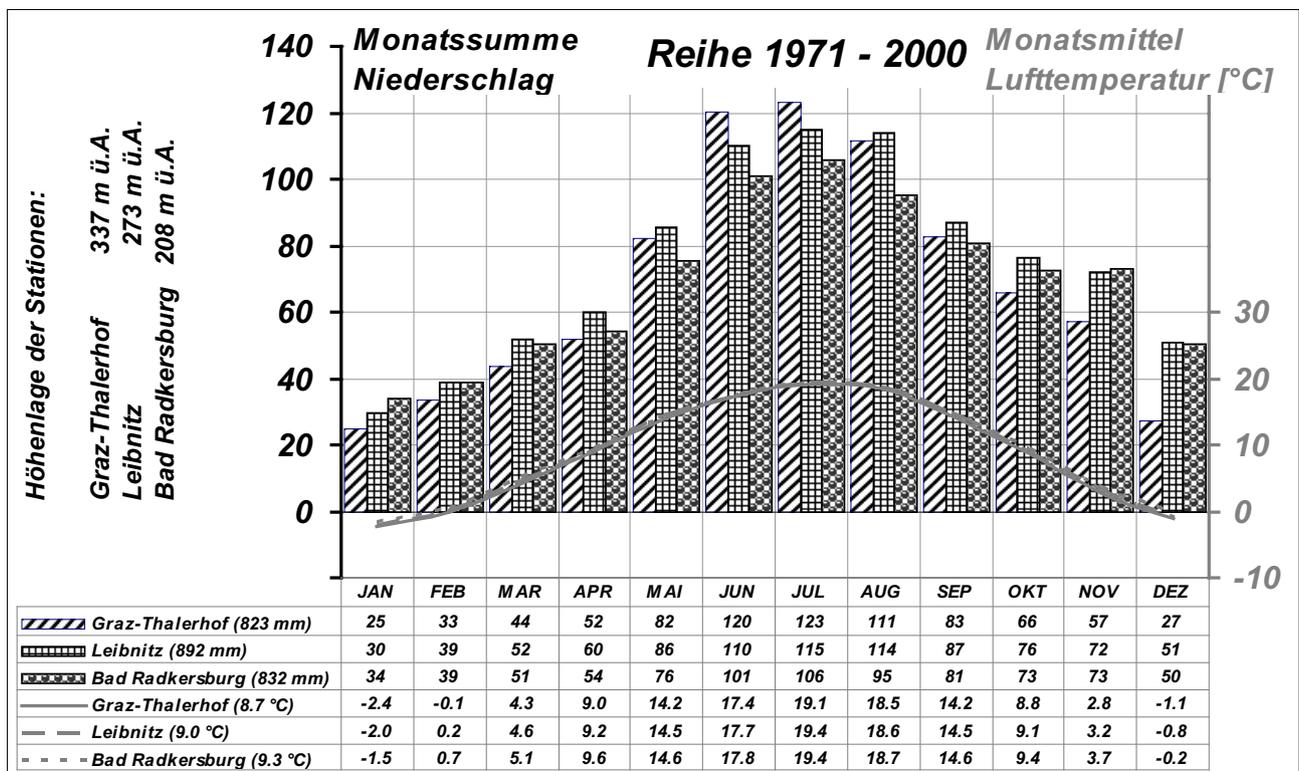


Abbildung 1: Klimadiagramme der Stationen Bad Radkersburg, Leibnitz und Graz-Thalerhof für die Periode 1971 bis 2000 (Daten aus Pilger).

schritten werden, wie die Neubildung im Dezember 2002 belegt. Die Grundwasserstandsganglinie des Jahres 2009 belegt, dass bei entsprechenden Niederschlägen die Grundwasserneubildung auch in den Sommermonaten sehr hohe Beträge erreichen kann. Die mittlere Grundwasserstands-Jahresganglinie (1992 – 2009) der Messstelle in Wagna, die nahezu ausschließlich durch infiltrierende Niederschläge gesteuert wird zeigt einen nahezu geradlinigen jahreszeitlichen Verlauf, was belegt, dass es unter den gegebenen meteorologischen Verhältnissen bei den hier vorliegenden Bodenverhältnissen (mittelgründige sandig-schluffige Lockersediment-Braunerden auf Schotter) im langjährigen Mittel keine bevorzugten Zeiten der Grundwasserneubildung aus infiltrierenden Niederschlägen gibt. Praktisch zu jeder Jahreszeit kann es zur Verlagerung von Sickerwasser

in Richtung des Grundwasserspiegels kommen. Die ausgeglichene jahreszeitliche Verteilung bestätigt auch eine Auswertung der Grundwasserneubildung an diesem Standort, die monatliche Anteile an der Jahresgrundwasserneubildung von 5.2 % (Februar) bis 13.2 % (Dezember) ausweist. Generell ist die Grundwasserströmungsrichtung (Abbildung 2) murparallel ausgerichtet, wobei aufgrund der Vorflutsituation üblicherweise eine leichte Orientierung zur Mur hin existiert. Einfluss auf die Grundwasserströmungsrichtung nehmen die Nassbaggerungen und die Staustufen an der Mur. Beide bewirken lokale Veränderungen der Grundwasserströmungssituation. Die Randbereiche des östlichen und westlichen Grazer Feldes sind durch ein sehr steiles Grundwassergefälle gekennzeichnet, üblicherweise ist dieses aber im zentralen Bereich der Tallandschaften eher homogen und

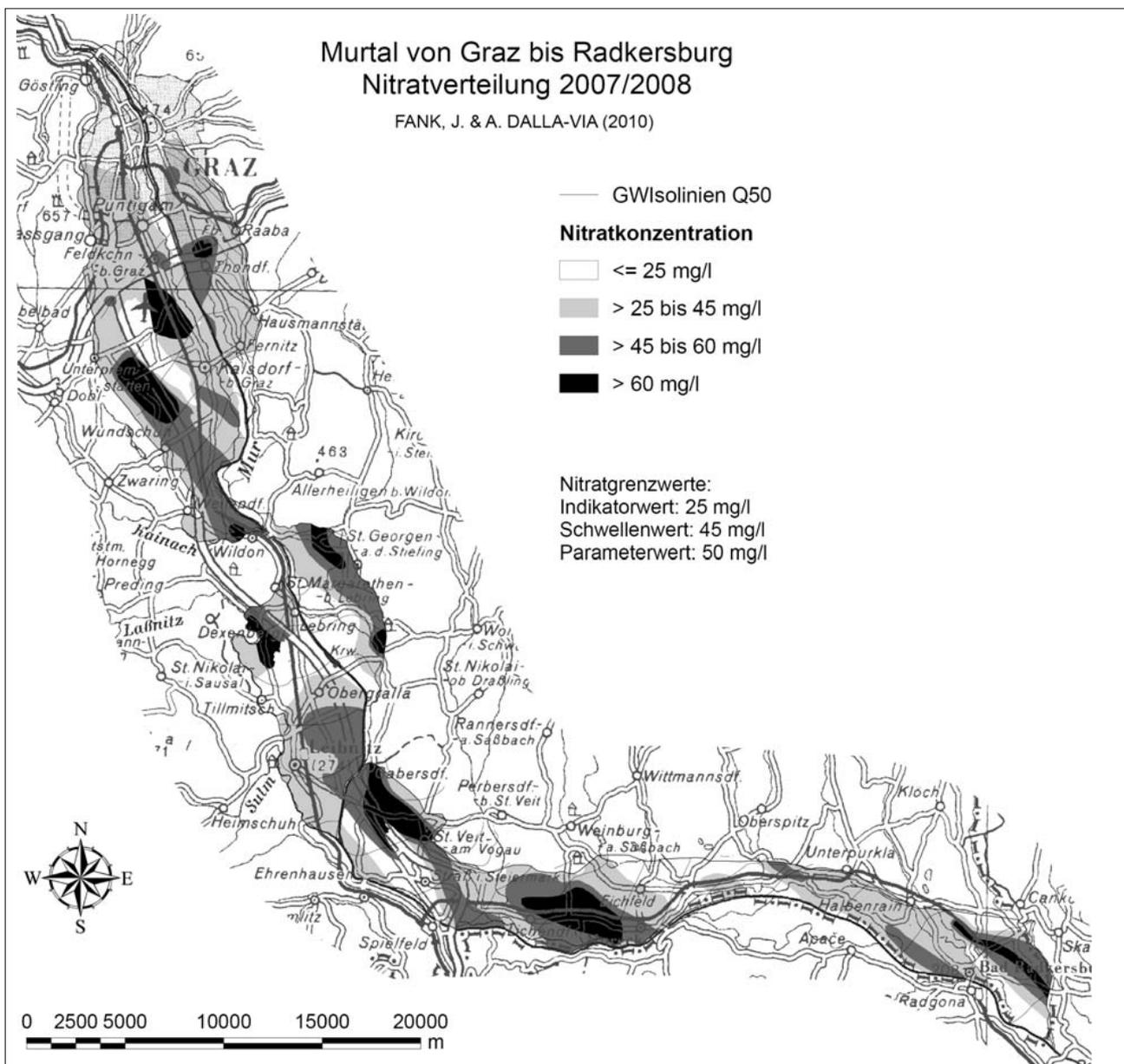


Abbildung 2: Mittlere langjährige Grundwasserströmungssituation und mittlere Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser des Murtales von Graz bis Bad Radkersburg.

gleichförmig ausgeprägt. Dort wo Grundwasser aus höheren Terrassen in die Niederterrasse abströmt bilden sich steile Gefällsstufen aus, der Grundwasserspiegel in den älteren randlichen Terrassenresten liegt mehrere Meter über dem Grundwasserspiegel der Niederterrasse. In der Austufe der Mur ist im Grazer Feld eine intensive Wechselwirkung des Grundwasserkörpers mit dem Oberflächengewässersystem bekannt. Im Unteren Murtal hat sich die Mur in den letzten Jahrzehnten aufgrund der fehlenden Nachlieferung von Sediment aus dem Einzugsgebiet so weit eingetieft, dass eine Anreicherung des Grundwassers nur mehr in geringem Maße bei hohen Flusswasserständen auftritt.

Landwirtschaft und Grundwasserqualität (Nitrat) im Murtal

In der Projektregion überwiegen die Ackerflächen mit einem Anteil von etwa 90 %, nur im Westlichen Leibnitzer Feld ist der Grünlandanteil mit 15 % etwas höher. Andere Nutzungen wie Obst- oder Weinbau haben keine relevante Bedeutung. Auf Ackerland nimmt der Mais die überragende Stellung ein, wobei sich im letzten Jahrzehnt dieser Trend in allen Gebieten mit Zunahmen zwischen 7 – 10 % verstärkt hat. Der Maisanteil liegt nunmehr im Nordöstlichen Leibnitzer Feld, im Südöstlichen Leibnitzer Feld und Unteren Murtal über 70 %. Der Mais hat dabei vor allem die Sojabohne und Sommer- und Wintergerste verdrängt, Winterweizen und Winterraps blieben auf einem niedrigen Niveau stabil. Deutlich geringer bei knapp 50 % ist der Maisanteil im Südlichen Grazer Feld; dort hat vor allem der Anbau von Ölkürbis eine hohe Bedeutung (über 22 %) sowie noch die Kartoffel und der Feldgemüsebau mit über 2 %. Ausgehend von den Ackerkulturen gilt die Fruchtfolge als N-zehrend, weil bei mehr als 2 Drittel der Fläche die N-Düngeempfehlung der angebauten Kulturen bei mittlerer Ertragslage über 80 kg ha⁻¹ liegt. Nur im Südlichen Grazer Feld wird wegen des hohen Ölkürbisanteils dieser Wert von über 2 Dritteln im Mittel nicht ganz erreicht. Der Anteil von Kulturen, für die auch im Herbst eine moderate N-Düngung empfohlen wird (zu Winterraps und Wintergerste) ist gering.

Die Tierhaltung hat eine hohe Bedeutung, wobei die Schweinehaltung mehr als 80 % der GVE ausmacht, am höchsten ist dieser Anteil im Nordöstlichen und im Südöstlichen Leibnitzer Feld und im Unteren Murtal mit etwa 90 %. Insgesamt ist ein leicht rückläufiger Trend bei der Anzahl der GVE erkennbar, vor allem bei der Rinderhaltung. Im Südlichen Grazer Feld hat die Rinderhaltung einen relativ höheren Anteil, in dieser Region ist der Viehbestand bezogen auf die Fläche jedoch deutlich geringer als in den anderen Gebieten. Einen höheren Rinderanteil mit etwa 16 % gibt es auch im Westlichen Leibnitzer Feld, was sich auch in dem höheren Grünland- und Silomaisanteil widerspiegelt.

Der Stickstoff (N) -Anfall aus der Tierhaltung wurde auf Basis der Tierzahlen entsprechend den Tabellen in den Richtlinien der sachgerechten Düngung (BMLFUW 2006) errechnet. Die jährlich ausgebrachte N-Menge aus Wirtschaftsdünger darf entsprechend dem Aktionsprogramm „Nitrat“ (BMLFUW 2008) nicht mehr als 170 kg N pro ha landwirtschaftlich genutzter Fläche betragen. Im Mittel

der Gebiete wird dieser Begrenzungswert bei weitem nicht erreicht. Die höheren N-Anfallswerte pro ha sind im Nordöstlichen und Südöstlichen Leibnitzer Feld und im Unteren Murtal mit knapp 60 kg ha⁻¹ erkundet, im Südlichen Grazer Feld ist dieser Wert deutlich niedriger.

Rein rechnerisch trägt der jahreswirksame N im Leibnitzer Feld und im Unteren Murtal unter Annahme einer mittleren Ertragslage etwa ein Drittel zum N-Bedarf der angebauten Kulturen bei. Allerdings ist der Tierbestand jedoch keineswegs gleichmäßig auf die Betriebe und Flächen verteilt. Im Nordöstlichen Leibnitzer Feld werden aktuell fast 30 % der Fläche ohne Viehhaltung bewirtschaftet, während der Anteil der Flächen über 2 GVE ha⁻¹ nun bei 17 % liegt. Im Südlichen Grazer Feld ist der GVE-Bestand mit nunmehr 0.64 pro ha am niedrigsten; fast 38 % der Fläche werden ohne Tierhaltung geführt, der Anteil der Flächen mit über 2 GVE/ha liegt bei knapp 6 %. Im Südöstlichen Leibnitzer Feld und im Unteren Murtal geht der Konzentrationsprozess in der Tierhaltung sehr deutlich voran. Während 1999 nur 17 % der Fläche als reiner Marktfruchtbetrieb geführt wurde, ist dieser Anteil nunmehr auf über 26 % gestiegen, der gesamte Viehbestand ist zugleich deutlich zurückgegangen. Der Flächenanteil mit über 2 GVE blieb nahezu unverändert bei 16 bzw. 17 %. Im Westlichen Leibnitzer Feld mit höherem Grünland- und Rinderanteil hat sich der Tierbestand kaum verändert, die Flächen, die von viehlosen Betrieben bewirtschaftet werden, sind mit 20 % gleich geblieben, deutlich zugenommen haben die Flächenanteile mit 1 – 2 GVE ha⁻¹. Etwa 17 – 18 % der Fläche weisen einen GVE-Besatz über 2 GVE ha⁻¹ auf, dieser Anteil lag 1999 noch unter 13 %. Betriebswirtschaftliche Gegebenheiten in der Tierhaltung führen zu einem deutlichen Konzentrationsprozess, wobei weniger Betriebe mehr Tiere halten. Der N-Anfall aus der Tierhaltung ist in dem Projektgebiet jedoch kein Mengenproblem (bei tendenziell sinkenden Tierzahlen), sondern ein Verteilungsproblem.

Trotz dieses im Gesamten eher geringen Tierbesatzes und der daraus verfügbaren N-Düngermenge aus Wirtschaftsdünger ist die Nitratbelastung des Grundwassers in den untersuchten Teilbereichen deutlich erhöht. Diese Belastung ist auf eine langjährig zu intensive Stickstoffdüngung seitens der Landwirtschaft zurückzuführen. Die Auswertung in *Abbildung 2* basiert dabei auf den Messdaten im Rahmen der Grundwasserzustandsverordnung (GZÜV) und der Monitoringnetze des Landes Steiermark und der Wasserversorgungsunternehmen. Die Darstellung zeigt die Medianwerte der gemessenen Nitratkonzentration an den Messstellen für die Jahre 2007 und 2008 sowie eine Interpretation der flächenhaften Verteilung unter Berücksichtigung der Grundwasserströmungssituation.

Die Wechselwirkung des Grundwassers mit den Oberflächengewässersystemen – der Mur und den Nassbaggerungen – zeichnet sich auch in der Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser des Murtales ab. Betrachtet man die Nitratverteilung in den Porengrundwassergebieten des Murtales zwischen Graz und Bad Radkersburg so ist klar erkennbar, dass die Einhaltung von Trinkwassergrenzwerten im nativen Grundwasser nur in jenen Bereichen möglich ist,

- in denen die Erneuerung des Grundwassers zusätzlich zur flächenhaften Neubildung über infiltrierende Niederschläge auch durch eine Wechselwirkung des Grundwassers mit Oberflächengewässern gesteuert wird (z. B. Haslacher Au im Leibnitzer Feld),
- in denen die Messstellen im Aubereich situiert sind, wo große Teile des Einzugsgebietes durch geringe Boden- und Überdeckungsmächtigkeiten sowie durch Waldbestand gekennzeichnet sind (z.B. Fluttendorf – Donnersdorf im Unteren Murtal),
- in denen eine Reduktion der Nährstoffkonzentrationen im Grundwasser im Zuge der Durchströmung von offenen Wasserflächen erfolgt (z.B. Tillmischer Teiche im Leibnitzer Feld, Schwarzl Teiche im Grazer Feld).

Besonders hohe Nitratkonzentrationen finden sich im Grundwasser unter besonders intensiver ackerbaulicher Bewirtschaftung (Feldgemüsebaugbiet im westlichen Grazer Feld) und unter älteren Terrassen (Ribterrasse bei Jöss, Wagentorfer Terrasse, Unteres Gnasbachtal), auf denen unter besonders günstigen ackerbaulichen Standortverhältnissen eine hohe Produktionsleistung mit hohen Düngemengen zu erzielen versucht wird. Zudem ist gerade unter diesen älteren Ablagerungen die Sickerwassergeschwindigkeit bei hohen Grundwasserüberdeckungen abgemindert, sodass die heute im Grundwasser gemessenen Werte teilweise auf Bewirtschaftungsmaßnahmen in den 80er und 90er Jahren des 20. Jahrhunderts zurückzuführen sind.

Grundsätzlich zeigt die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser der Niederterrasse im Murtal seit Anfang der 90er Jahre des 20. Jahrhunderts einen deutlichen Rückgang. Beispielhaft dafür ist die Nitratkonzentrationsganglinie der Messstelle Wagna von 1992 bis 2009 in *Abbildung 3* dargestellt. Dieser Rückgang,

der an dieser Messstelle von Werten über 60 mg l⁻¹ im Jahr 1992 bis auf etwa 35 mg l⁻¹ im Jahr 2000 kontinuierlich gemessen werden konnte, wurde in den Folgejahren von einem deutlichen Anstieg abgelöst, der in den Jahren 2004 bis 2006 in ein Plateau bei knapp unter 50 mg l⁻¹ überging. Seit 2007 ist wieder ein deutlicher und anhaltend fallender Trend zu beobachten, der die Nitratkonzentrationswerte auf das Niveau des Jahres 2000 zurückführte. Ursache dafür war die Wettersituation der Jahre 2001 bis 2003, die zu einer Depotbildung von Stickstoff in der ungesättigten Zone führte; dieses wurde in den darauf folgenden Jahren mit hoher Grundwasserneubildung ins Grundwasser ausgetragen.

Diese Beziehung zwischen Nitrat-Konzentrationsentwicklung und der Wettersituation lässt sich in dieser Eindeutigkeit nur an Messstellen mit seicht- bis mittelgründigen lehmig-sandigen Böden auf Schotter erkennen, die durch eine Wechselwirkung des Grundwasserkörpers mit Oberflächengewässersystemen nicht entscheidend geprägt sind und in denen der Flurabstand in etwa im Bereich von 3 bis 6 m liegt. Im Bereich tiefgründigerer Böden mit entsprechend längerer Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone sind durchaus auch noch steigende Trends zu beobachten, an Messstellen, die im Aubereich liegen oder die durch sonstige Interaktion mit Oberflächengewässern geprägt sind, ist dieser Anstieg oft auch gar nicht zu erkennen.

Jedenfalls belegen diese zeitlichen Entwicklungen, dass alleine aufgrund der Witterungssituation mit einer beträchtlichen Variabilität der Nitratkonzentration im Grundwasser gerechnet werden muss. Die Verdünnung über andere Eintragungssysteme wird benötigt, um die langfristige flächenhafte Einhaltung des Trinkwassergrenzwertes im Grundwasser gewährleisten zu können.

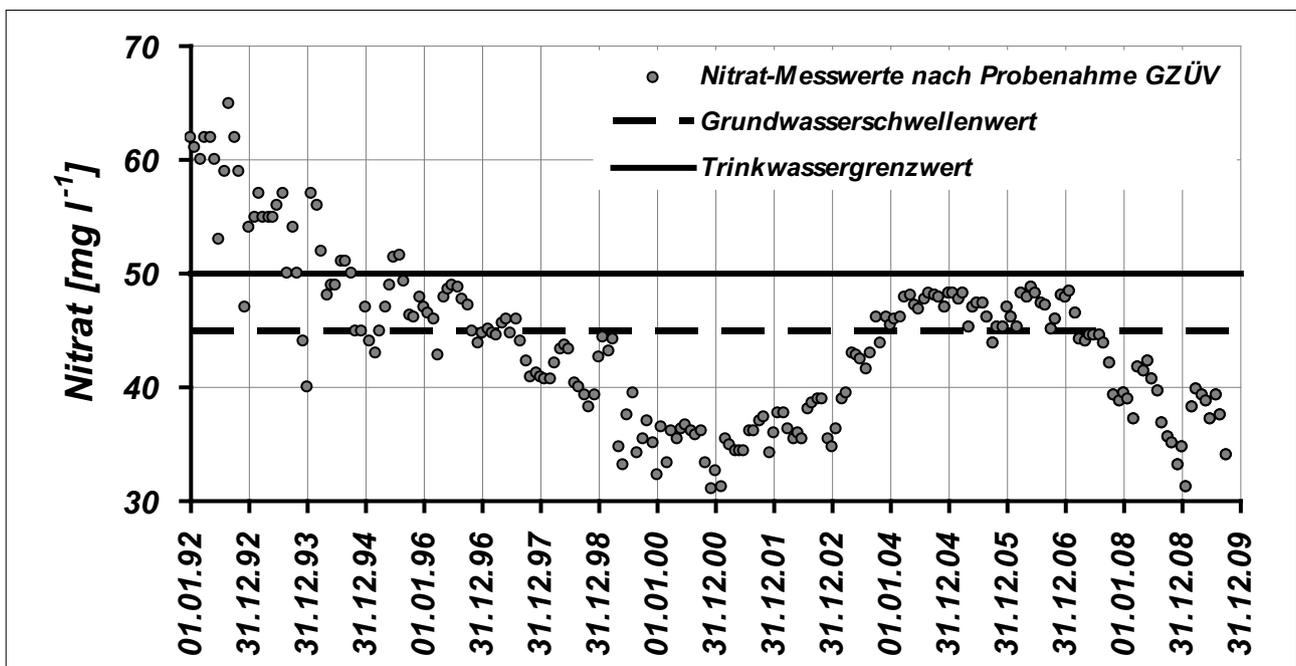


Abbildung 3: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentration im Grundwasser an der Messstelle Wagna von 1992 bis 2009. Analysedaten aus monatlichen Probenahmen nach den Richtlinien der Grundwasser-Zustandsverordnung (GZÜV).

Maßnahmen und Umsetzungsoptionen

Aufgrund der konfliktträchtigen Situation zwischen der Wassergewinnung zur Trinkwasserversorgung aus dem Grundwasser des Murtales und den erhöhten Stickstoffausträgen aus der ackerbaulichen Nutzung werden schon seit längerem Untersuchungen und Auswertungen durchgeführt, um Bewirtschaftungsverfahren zu finden, die einen Konsens zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft ermöglichen. Diese lassen sich aktuell zusammenfassen in:

- Feldversuche des Landwirtschaftlichen Versuchsreferates der Steirischen Landwirtschaftsschulen. Die relevanten Ergebnisse sind in ROBIER et al. (2010) zusammengefasst.
- Großparzellenversuche am ackerbaulichen Versuchsfeld Wagna, in welchen seit 1992 in Kombination mit den Untersuchungen des Stoffflusses in der ungesättigten Zone durch die Lysimeteranlage verschiedene grundwasserverträgliche Kulturfolgen auf Basis der Richtlinien für sachgerechte Düngung (BMLFUW 2006) experimentell getestet werden.
- Modellberechnungen zu Stickstoffflüssen im Ackerland für eine grundwasserverträgliche Bewirtschaftung im Murtal (FEICHTINGER et al. 2010).
- Modellberechnungen zur Auswirkung von winterharten Gründecken auf den Stickstoffaustrag unterschiedlicher Kulturführungen (FEICHTINGER et al. 2005). Eine Auswertung der Versuche am Versuchsfeld Wagna und darauf aufbauende detailliertere Berechnungen unter Berücksichtigung von Schongebietsauflagen im westlichen und südwestlichen Leibnitzer Feld ergaben, dass die Anlage winterharter Gründecken nach Mais die Nitratkonzentration im Sickerwasser langfristig um etwa 20 % reduziert werden kann.

Alle Auswertungen ergaben, dass die aufgebrachte Düngermenge das entscheidende Glied in der Ursachenerkundung für erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser darstellt. Dabei sind alle Formen des Stickstoffinputs (mineralische Düngung, Wirtschaftsdünger, Eintrag aus der Atmosphäre, Leguminosen etc.) zu berücksichtigen. Wesentlich ist für die Erfassung der aufgebrachten Stickstoffmenge die Kenntnis der Wirtschaftsdüngerqualität. Zur Bilanzierung ist die Kenntnis der Erntemenge und des daran gekoppelten Stickstoffentzuges von essentieller Bedeutung, da unter den hier vorliegenden pedologischen und hydrometeorologischen Verhältnissen ein Bilanzüberschuss von etwa 35 kg N ha⁻¹ bereits zu einer mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser von etwa 50 mg l⁻¹ führt.

Zur Erreichung einer Grundwasserqualität (hinsichtlich Nitrat), die die flächenhafte Nutzung des Grundwassers erlaubt und gleichzeitig eine nachhaltige standortgemäße Bewirtschaftung des Bodens mit optimalen Erträgen (unter Beachtung ökonomischer und ökologischer Kriterien) erlaubt erscheinen uns folgende Maßnahmen unverzichtbar:

- Düngebemessung grundsätzlich nach den Richtlinien für sachgerechte Düngung auf Basis einer mittleren Ertragslage für die Region. Bei Nachweis der realen Ertragsersparnis über mehrere Jahre kann die Düngung daran nach oben angepasst werden, muss aber gegebenenfalls auch nach unten korrigiert werden.

entfalls auch nach unten korrigiert werden. Ausgehend von Ergebnissen steirischer Versuche erscheint beim Ölkürbis die in den Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Garten- und Feldgemüsebau (BMLFUW 2008b) empfohlene N-Düngermenge von 80 kg bei mittlerer Ertragslage (400 – 700 k/ha) als deutlich überhöht. Eine Halbierung dieser Empfehlung in den Richtlinien wird vorgeschlagen.

- Die Ausbringung von stickstoffhaltigem Dünger (z.B. Gülle) im Herbst soll – mit Ausnahme zu Rapsanbau – tunlichst generell unterbleiben. Die Stickstoff-Frühjahrsdüngung soll bedarfsgerecht knapp vor dem Anbau oder in die wachsende Kultur erfolgen. Zur Ausschöpfung des zugeführten Düngers ist eine optimale Pflanzenentwicklung und daher eine gesunde Kulturführung während der gesamten Vegetationsperiode eine grundlegende Voraussetzung.
- Anlage winterharter Gründecken. Schwarzbrachen sind jedenfalls zu vermeiden. Daher sind Sommer- und Winterzwischenfrüchte kurz nach der Ernte und mit entsprechender Saattiefe anzulegen, die erst kurz vor Anbau der nächsten Hauptfrucht eingearbeitet werden. Die Anlage von Begrünungen ist nach den Prinzipien der Minimalbodenbearbeitung durchzuführen, tieferes Lockern oder Wenden ist dabei unbedingt zu vermeiden.
- Das N-Management nach Leguminosen in der Fruchtfolge stellt einen wesentlichen Faktor für den qualitativen Grundwasserschutz dar, worauf besonders Bedacht zu nehmen ist. Der Umbruchstermin ist daher auf den zeitlichen Verlauf der Folgefrucht mit hohem N-Bedarf abzustimmen.

Bei Einhaltung dieser Grundsätze ist die Abfolge der Kulturarten (auch Mais in Monokultur) in der Fruchtfolgegestaltung **für den qualitativen Grundwasserschutz** ohne wesentliche Bedeutung. Für die Berücksichtigung sonstiger ökologischer Erfordernisse ist jedoch eine ausgewogene Fruchtfolgegestaltung von essentieller Bedeutung.

Wie bereits eingangs erwähnt ist davon auszugehen, dass eine flächenhafte Kontrolle der Maßnahmen aufgrund des erforderlichen Personal- und Untersuchungsaufwandes de facto nicht möglich ist. Um die Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen zur Reduktion der Nitratkonzentration im Grundwasser zu gewährleisten sind aus unserer Sicht folgende Aktivitäten notwendig:

- Aus- und Weiterbildung. Die Landwirte müssen sich mit grundwasserschonender ackerbaulicher Bewirtschaftung identifizieren. Dabei sind auch in der Landwirtschaft die Prinzipien der Nachhaltigkeit (Ökonomie – Ökologie – Soziales) zu berücksichtigen.
- Anlage und Führung von Musterflächen (mit N-Düngergaben entsprechend den Richtlinien für die sachgerechte Düngung und Erfassung der Erträge) auf unterschiedlichen Standorten um die Heterogenität der Böden und die Unterschiedlichkeit der Witterung abdecken zu können. Anhand der Ergebnisse dieser Musterflächen können dann durchzuführende Messungen des mineralischen Reststickstoffgehaltes nach der Ernte hinsichtlich einer sachgerechten Düngung bewertet werden.

- Erstellung eines Nitratinformationsdienstes (am besten über Internet).
- Unterstützung der Landwirte in der Beratung durch Bilanzberechnungen sowie bei der Stickstoffbestimmung in Gülle, Boden und in der Pflanze.
- Aufzeichnungen zu den schlagbezogenen N – Input/Outputbilanzen, die Entscheidungshilfe aber auch Erfolgsnachweis sind.

Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projektes „Ackerbauliche Maßnahmen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murta“ im Auftrag der FA 19A, 17C, 10A und 3 der Steiermärkischen Landesregierung durchgeführt.

Literatur

- BMLFUW, 2006: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft.– 6. Aufl., 80 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, 2008: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2008 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen – Aktionsprogramm 2008. <http://recht.lebensministerium.at/article/archive/5630> (Jänner 2010).
- BMLFUW, 2008b: Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Garten- und Feldgemüsebau mit Kulturdatenblätter. 3. Aufl., 169 S., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- FEICHTINGER, F., G. DERSCH, J. FANK und J. ROBIER, 2010: Stickstoffflüsse auf Ackerland des Murtales in Hinblick auf grundwasserverträgliche Bewirtschaftung. 2. Umweltökologisches Symposium „Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft“. 02.-03.03.2010 Gumpenstein, A. a. O.
- FEICHTINGER, F., A. SCHEIDL und J. DORNER, 2005: ÖPUL 2000 – Begrünungsvarianten (Pkt. 2.22)“, "Evaluierung der wasserwirtschaftlichen Relevanz (Effizienz) einer Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter. Unveröff. Ber. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Inst. f. Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 155 S.
- PODESSER, A. und H. WAKONIGG, o. J. a: Synthetische Karten. In: Pilger, H. (Proj. Leiter): Klimaatlas der Steiermark, Version 2, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik. <http://www.umwelt.steiermark.at> (Dezember 2009).
- PILGER, H., o.J.: Klimaatlas der Steiermark, Version 2, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik. <http://www.umwelt.steiermark.at> (Dezember 2009).
- ROBIER, J., G. DERSCH, J. FANK und F. FEICHTINGER: Effiziente und ineffiziente ackerbauliche Bewirtschaftungsformen zum Grundwasserschutz anhand von Versuchsergebnissen. 2. Umweltökologisches Symposium „Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft“. 02.-03.03.2010 Gumpenstein, A. a. O.

Düngerverständnis und Düngerkonzept in der Biologischen Landwirtschaft

Walter Starz^{1*}

Zusammenfassung

Am Beginn der Biologischen Landwirtschaft stand die Frage nach der optimalen Bodenbewirtschaftung und Düngeraufbereitung. Düngen in der Biologischen Landwirtschaft bedeutet in erster Linie die Bodenlebewesen mit wertvollen Stoffen zu versorgen. Diese langfristig wirkende Form der Düngung führt zu keinen Höchst-erträgen, wie sie in intensiv mineralisch gedüngten Systemen anzutreffen sind. Dafür konnte in Langzeit Düngerversuchen gezeigt werden, dass biologisch bewirtschaftete Flächen eine höhere Pufferkapazität gegenüber störenden Wachstumsfaktoren haben und der Ertragsrückgang geringer ausfällt als bei konventionellen Hochertragssystemen. Das Düngungsverständnis und die Düngerkonzepte in der Biologischen Landwirtschaft stellen eine Schlüsseltechnologie für eine nachhaltige und Ressourcen schonende Landwirtschaft dar.

Schlagwörter: Boden, Mikroorganismen, Ertrag, Düngerversuch

Summary

At the beginning of organic farming, the main question was focused on optimal land cultivation and manure treatments. Fertilisation in organic farming primarily means to supply soil organism with valuable materials. This long term effective fertilisation does not offer the highest yields as it can be found in intensive mineral fertilised systems. However, in long term fertilisation trials it could be shown, that organic managed fields have a higher buffer capacity regarding interfering growth factors and the yield decrease is lower than in conventional high yield systems. The fertilisation grasp and the fertilisation concepts in organic farming demonstrate a key technology for a sustainable and resources-preserving agriculture.

Keywords: soil, microorganism, yield, fertilisation trial

Einleitung

Im 19. Jh. erfuhr die traditionell gewachsene Landwirtschaft eine Reihe großer Umwälzungen. So wurde sie 1810 von Albrecht von Thaer als ein Gewerbe zum Zweck der Erzielung von Gewinn gesehen. Diese Sichtweise setzte sich in der Gesellschaft des 19. Jh. rasch durch und der landwirtschaftliche Betrieb wurde in seiner Funktion wie ein Industriebetrieb betrachtet. 1840 veröffentlichte Justus von Liebig sein Werk über die Agrikulturchemie und läutete mit seiner Mineraltheorie (Pflanzenwurzeln nehmen Ionen auf) eine Zeitenwende ein (KOEPEL und PLATO 2001). Relativ rasch festigte sich Liebig's Theorie in der landwirtschaftlichen Lehre. Vorbehalte, die Liebig selbst gegenüber der Deutung seiner Lehre vorbrachte, wurden und werden kaum erwähnt oder diskutiert. Gerade im Bezug auf die Stickstoffversorgung bemerkte er in späteren Jahren, dass sich die Natur denselbigen jederzeit selbst beschaffen könne (RUSCH 2004).

1913 gelang Fritz Haber und Carl Bosch der Durchbruch zur industriellen Ammoniaksynthese (Haber-Bosch-Verfahren) aus dem Stickstoff der Atmosphäre. Diese Technologische Leistung wurde durch den 1. Weltkrieg sehr stark gefördert, da die Stickstoffverbindungen zur Herstellung von Sprengstoff verwendet wurden. Nach dem 1. Weltkrieg wurden vermehrt die Stickstoffverbindungen in der Landwirtschaft eingesetzt (KOEPEL und PLATO 2001).

Vor diesem eben geschilderten Hintergrund sorgten sich einige Bauern zu Beginn des 20. Jh. um die Fruchtbarkeit der Böden und um die Qualität der daraus erwachsenen Lebensmittel. Diese Sorgen waren ein wichtiger Grundstein für die Entwicklung der Biologischen Landwirtschaft, was sich ganz deutlich in den Anfängen der biologisch-dynamischen (SÄTTLER und WISTINGHAUSEN 1989) und organisch-biologischen (HERRMANN und PLAKOLM 1991) Methode widerspiegelte. Die Kernelemente beider Wirtschaftsweisen sind die besondere Betrachtung des Bodens und der Düngung, die nach wie vor ihre Gültigkeit haben.

Düngungsverständnis

Das Düngerverständnis in der Biologischen Landwirtschaft beruht nicht auf einer hauptsächlich direkten Pflanzenernährung mit leicht löslichen mineralischen Stoffen sondern in der Aktivierung des Bodens mit wirtschaftseigenen Düngersubstanzen. Dieses Verständnis steht nicht im Gegensatz zur Mineraltheorie sondern ergänzt diese und legt eine erweiterte Sicht darauf (HERRMANN und PLAKOLM 1991). Eine zentrale Rolle nehmen dabei der Boden und seine Prozesse ein. Gerade das System Boden-Pflanze-Düngung bildet den Hauptbaustein des Kreislaufprinzips der Biologischen Landwirtschaft.

¹ Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (LFZ), Institut für Biologische Landwirtschaft und Biodiversität der Nutztiere, Raumberg 38, A-8952 IRDNING

* Ansprechpartner: walter.starz@raumberg-gumpenstein.at

Boden

Im Artikel 5 der Verordnung EG 834/2007 über die biologische Produktion und die Kennzeichnung von biologischen Erzeugnissen lautet der erste spezifische Grundsatz: „*Erhaltung und Förderung des Bodenlebens und der natürlichen Fruchtbarkeit des Bodens, der Bodenstabilität und der biologischen Vielfalt des Bodens zur Verhinderung und Bekämpfung der Bodenverdichtung und -erosion und zur Versorgung der Pflanzen mit Nährstoffen hauptsächlich über das Ökosystem des Bodens.*“ In diesem Grundsatz findet der Stellenwert des Bodens für die Biologische Landwirtschaft einen klaren gesetzlichen Ausdruck. Rudolf STEINER (1984) merkte in seinen Vorträgen von 1924 bereits an, dass man den Boden wie ein Organ betrachten muss. RUSCH (2004) führte die erweiterte Betrachtung des Bodens weiter und sprach 1968 von einem Kreislauf der lebendigen Substanz. Damit legte er einen Schwerpunkt der Bodenbetrachtung auf die mikrobiologischen Prozesse, die zu jener Zeit noch weitgehend unbekannt waren. Die Bodenforschung kennt heute viele wichtige Prozesse an denen die organische Substanz maßgeblich beteiligt ist. So ist beispielsweise die Bodenfauna, neben den Pflanzenwurzeln, der zentrale Schlüssel bei der Bildung des Krümelgefüges (GISI et al. 1997) und somit der Strukturbildung im Boden. Dabei beträgt der gesamte Anteil der organischen Substanz z.B. im Grünlandboden lediglich 7 Volums-% und davon haben die Bodenfauna und -flora einen durchschnittlichen Anteil von 5 Gewichts-% (SCHROEDER 1992). Doch diese wenigen Prozentpunkte sind es die eine Lebendverbauung bewirken, aktiv organische Stoffe um- und aufbauen und mit den Pflanzenwurzeln direkt in Interaktion (z.B. Wurzelknöllchen oder Mykorrhiza) treten (GISI et al. 1997). Ein weiterer wichtiger Schlüsselmechanismus im Boden ist die Interaktion zwischen den Pflanzenwurzeln und dem Bodenleben. So zeigt sich in Böden mit geringen Gehalten an mineralischem Stickstoff und gleichzeitig hohen Mengen an Kohlenstoffverbindungen, als Resultate von Wurzel-ausscheidungen, eine hohe Aktivität der Mikroorganismen (FRIEDEL 2008). Durch das aktive Ausscheiden von Stoffen durch die Wurzel werden Bodenorganismen gezielt angelockt (GISI et al. 1997), die wiederum durch Um- und Aufbauaktivitäten Stoffe bilden, die von den Wurzeln aufgenommen werden.

Pflanzenernährung

Die heute klassische Methode der Düngung beruht auf einem Bilanzansatz, der die Grundsätze der Liebig'schen Mineraltheorie berücksichtigt. Hierbei werden die Nährstoffe, die die Pflanze der Bodenlösung entzogen hat durch eine Düngung ersetzt. Somit stehen die Nährstoffe in der Bodenlösung im chemischen Gleichgewicht mit den Nährstoffen, die an Austauschoberflächen im Boden haften (FRIEDEL 2008). Diese Sichtweise der Mineraltheorie relativierte sogar Liebig im Laufe seines Lebens und betonte auch die Bedeutung des Bodens als Nährstofflager und -lieferant sowie die Vollwertigkeit der organischen Düngung (HERRMANN und PLAKOLM 1991).

Die Biologische Landwirtschaft versucht aus dem Kreislaufdenken heraus die Düngung nicht als eigenständige Sache

sondern als ein Teil des Zusammenspiels von Boden und Pflanze zu betrachten.

Da die Konzentration an Nährstoffen in der Bodenlösung in der Biologischen Landwirtschaft meist geringer als im konventionellen System ist, deutet dies nicht unmittelbar auf eine Unterversorgung der Pflanze hin. So kennt man beispielsweise die Fähigkeit der Leguminosen durch Wurzel-ausscheidungen den pH Wert aktiv abzusenken um somit zusätzlich Phosphor aus dem Bodenvorrat zu lösen (FREYER 2003). Zusätzlich zeigen Pflanzen in Böden mit geringeren Nährstoffkonzentrationen auch eine stärkere Durchwurzelung, da sie sich die Nährstoffe aktiv erwachsen müssen. Zusätzlich wird durch die Mykorrhizierung die Aufnahmeaktive Oberfläche der Pflanze stark vergrößert was unterstützend auf die Nährstoffaufnahme wirkt (FRIEDEL 2008).

Düngerkonzept

Das Düngerkonzept in der Biologischen Landwirtschaft wird wesentlich durch das Kreislaufprinzip geprägt, was ein zirkulieren von Nährstoffen am eigenen Betrieb bedeutet (FRIEDEL 2008). Bei der Düngung in der Biologischen Landwirtschaft steht die Fütterung der Bodenlebewesen im Vordergrund. Daraus ergibt sich das Konzept hauptsächlich organisch wirksame Dünger zu verwenden, die bodenverträglich aufbereitet und gelagert werden sowie in mehrmaligen kleinen Mengen ausgebracht werden. Dieses Düngerkonzept darf nicht als Gegensatz sondern als eine erweiterte Betrachtung zur Liebig'schen Mineraltheorie gesehen werden. Trotzdem müssen Werte der Standardbodenanalyse und davon abgeleitete Düngerempfehlungen kritisch betrachtet werden, da die zu Grunde gelegten Grenzwerte aus gedüngten Hohertragssystemen entwickelt wurden (PAULSEN et al. 2009). Solche Höchstserträge können in der Biologischen Landwirtschaft nicht erreicht werden und sind auch nicht mit den Grundsätzen der Kreislaufwirtschaft vereinbar. Das Bewirtschaftungsziel in der Biologischen Landwirtschaft ist die Erreichung des für den jeweiligen Standort optimalen Ertrages.

Die in der Standardbodenanalytik ermittelten Werte beschreiben überwiegend den Zustand der in Lösung befindlichen bzw. leicht löslichen Nährstofffraktionen (FRIEDEL 2008). Die Biologische Landwirtschaft ist hauptsächlich auf die Nährstoffe in den organisch gebundenen Bodenfraktionen und deren Nachlieferung angewiesen, wodurch die Bedeutung der Humuspflüge unterstrichen wird (PAULSEN et al. 2009).

Dass die langfristig angelegten Düngerkonzepte der Biologischen Landwirtschaft erfolgreich sind konnte in einer Reihe von Langzeitversuchen festgestellt werden. Folgend sind 2 dieser Versuche und einige Ergebnisse beispielhaft angeführt.

DOK-Versuch

1978 wurde in der Schweiz auf einem ackerbaulich genutzten Lössboden der DOK-Versuch angelegt. In diesem Versuch werden das biologisch-dynamische, organisch-biologische und konventionelle Verfahren bei unterschiedlichen Düngestufen miteinander verglichen. Alle Systeme haben dieselbe Fruchtfolge und Düngermenge. Lediglich die Art

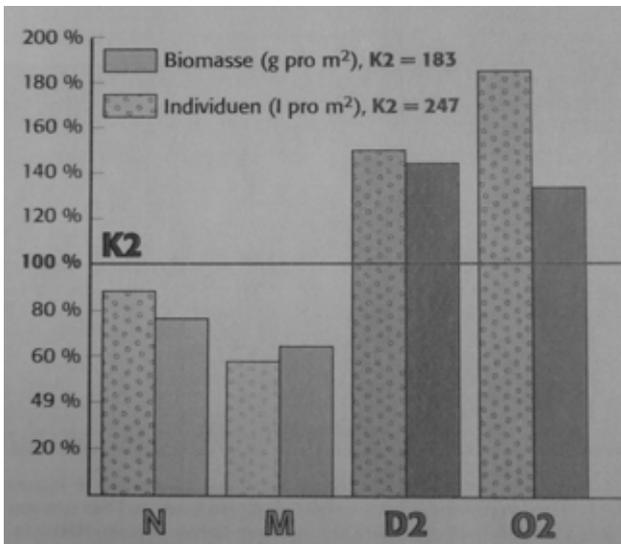


Abbildung 1: Biomasse und Individuenzahl der Regenwürmer im Mittel der Jahre 1990-1992 (FLIESSBACH et al. 2000); Varianten mit Düngungs-niveau 1,4 DGVE/ha: K2: konventionell mit Mist, Gülle und mineralischem NPK Dünger, N: nicht gedüngt, M: konventionell mit mineralischem NPK Dünger, D2: biologisch-dynamisch mit Mistkompost und Gülle, O2: organisch-biologisch mit Rottemist und Gülle

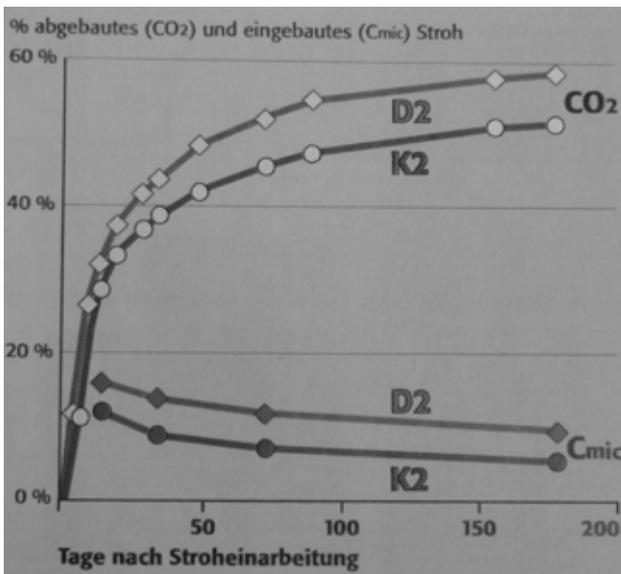


Abbildung 2: Veratmung und Zunahme der mikrobiellen Biomasse nach Strohzugabe (FLIESSBACH et al. 2000); Varianten mit Düngungs-niveau 1,4 DGVE/ha: K2: konventionell mit Mist, Gülle und mineralischem NPK Dünger, D2: biologisch-dynamisch mit Mistkompost und Gülle

des Düngers und die Düngungszeitpunkte unterschieden sich (FLIESSBACH et al. 2000). In den Böden der Biovarianten konnte eine eindeutig bessere Aggregatstabilität nachgewiesen werden. Dies äußert sich z.B. durch eine schnelle Infiltration des Wassers und nicht verschlämmen der Bodenoberfläche in den Biovarianten gegenüber den konventionellen Varianten. Diese Beobachtung wurde in Wasserdurchflussversuchen im Labor bestätigt. In weiterer

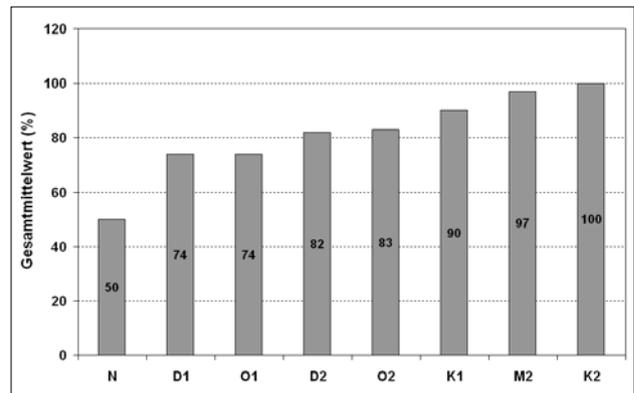


Abbildung 3: Gesamtmittelwert der Erträge aller Kulturen in der Fruchtfolge von 1992- 2005 (JOSSI et al. 2009); Varianten: N: nicht gedüngt, D1: biologisch-dynamisch mit Mistkompost und Gülle (1,4 DGVE/ha), D2: biologisch-dynamisch mit Mistkompost und Gülle (0,7 DGVE/ha), O1: organisch-biologisch mit Rottemist und Gülle (1,4 DGVE/ha), O2: organisch-biologisch mit Rottemist und Gülle (0,7 DGVE/ha), K1: konventionell mit Mist, Gülle und mineralischem NPK Dünger (0,7 DGVE/ha), M2: konventionell mit mineralischem NPK Dünger (1,4 DGVE/ha), K2: konventionell mit Mist, Gülle und mineralischem NPK Dünger (1,4 DGVE/ha)

Folge wurde auch die Regenwurmbiomasse erhoben (siehe Abbildung 1), die in den Biovarianten höher war. Bei Untersuchungen mit getrockneten Böden traten keine Unterschiede zwischen den Varianten auf. Dies deutet darauf hin, dass die Unterschiede vor allem mit der biologischen Aktivität in feuchten Böden zusammenhängt (MÄDER et al. 2000). Die höhere mikrobielle Biomasse in den biologischen Böden hat auch eine weitere Folge. Hier wurde das eingebrachte Stroh schneller aufgearbeitet und in größerem Umfang in die Mikrobiellen Biomasse eingebaut (siehe Abbildung 2). Hiermit konnte gezeigt werden, dass durch die Biologische Bewirtschaftung sowohl die Mineralisierungs- als auch die Humusaufbauprozesse intensiver ablaufen (FLIESSBACH et al. 2000). Somit kann das Biosystem auch zu einer CO₂ Senke werden, was in die Klimadiskussionen mehr Eingang finden sollte.

Bei der Betrachtung der Ertragslage in diesem Langzeitversuch sind die konventionellen den Biovarianten überlegen (siehe Abbildung 3). Die Leistungsfähigkeit der Biosysteme liegt, bei gleichem Düngungs-niveau zum konventionellen System, bei 82 %. Interessant wird die Betrachtung wenn die Düngermenge halbiert wird. Hier sinken die Erträge der Biovarianten nur geringfügig auf 74 % gegenüber der konventionellen Normdüngungsvariante. Wird nun auch im konventionellen System die Düngermenge halbiert so liegen diese mittleren Erträge immer noch über den der düngers-halbierten Biovarianten. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass bei diesem System noch immer mineralischer Stickstoffdünger und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden (JOSSI et al. 2009).

Darmstädter Düngungsversuch

Seit 1980 wird der Langzeit-Düngerversuch in Darmstadt betrieben. In diesem Versuch werden unterschiedlich hohe

Tabelle 1: Mikrobiologische Parameter und organische Substanz des Bodens bei Rottemist und Mineraldüngung. Mittelwerte der Jahre 1989-1991 (BACHINGER 1996)

	DHA ¹	PA ²	DRA ³	ATP ⁴	N _{mic} ⁵	C _{mic} ⁶	C _{org} ⁷	Nt ⁸	DHA/C _{org}	PA/C _{org}
RM	129	125	118	128	115	114	115	113	112	109
RMBD	144	130	127	144	126	126	131	129	110	99
MIN	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Varianten: RM: Düngung mit gerottem Rindermist, RMBD: Düngung mit gerottem Rindermist und biologisch-dynamische Präparate, MIN: mineralische Düngung
¹: Dehydrogenase-Aktivität, ²: Protease-Aktivität, ³: Dimethylsulfoxidreduktase-Aktivität, ⁴: Adenosintriphosphat-Gehalt, ⁵: Stickstoff in der mikrobiellen Biomasse, ⁶: Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse, ⁷: organischer Kohlenstoff, ⁸: Gesamtstickstoff

Düngerniveaus mit unterschiedlichen Düngestoffen (mineralisch, gerotter Rindermist ohne und mit biologisch-dynamische Präparate) miteinander verglichen. Diese Versuchsanlage befindet sich ebenfalls auf einem Ackerbaustandort und die Bedingungen (Düngungsniveau und Fruchtfolge) sind für alle Varianten gleich. In dieser Untersuchung konnten höhere Humusgehalte in den Rottemistvarianten gegenüber der Mineraldüngervariante festgestellt werden. Damit korreliert war auch die Masse von Mikroorganismen (RAUPP 2000). Die Organismenaktivität wurde in diesem Versuch anhand der Enzymaktivität im Boden (BACHINGER 1996) gemessen (siehe *Tabelle 1*). Hier zeigen die Biovarianten mit Rottemist höhere Werte.

Bei den Erträgen verhält es sich ähnlich wie im DOK-Versuch. Die meisten Fruchtfolgeglieder waren im Ertrag bei den Rottemistvarianten geringer als bei den mineralisch gedüngten. Der Sommerweizen brachte es im Mittel in beiden Systemen auf ähnliche Erträge. Bei dieser Kultur wurde in einzelnen Jahren beobachtet, dass bei optimalen Bedingungen (Temperatur, Niederschläge usw.) Spitzenerträge in der Mineraldüngervariante erzielt wurden, die deutlich höher waren als in den Rottemistvarianten. In Jahren mit ungünstigen Wachstumsbedingungen (z.B. Trockenheit) brach der Ertrag in der Mineraldüngervariante stärker ein als in den Rottemistvarianten. Dies deutet darauf hin, dass das Biosystem unter suboptimalen Bedingungen eine stärkere Pufferwirkung besitzt (RAUPP 2001).

Ausblick

Boden und Düngung waren und sind zwei Kernelemente der Biologischen Landwirtschaft. Untersuchungen zeigen, dass erste Veränderungen der vorrangig organischen Düngung in der Biolandwirtschaft erst nach mehreren Jahren festgestellt werden können. Bei der singulären Betrachtung der Erntemenge schneiden System mit hohem Stoffinput in der Regel besser ab als das Biosystem. Dieser Zustand muss vor dem Hintergrund verknappender Ressourcen bei Rohstoffen und Energie kritisch diskutiert werden. Die Herstellung von mineralischen Stickstoffdüngern sowie von chemisch synthetischen Pflanzenschutzmitteln bedarf einer sehr hohen Energieaufwendung. Wenn nun Energie knapp wird und die Preise dafür steigen stellt sich die Frage bis zu welchem Preis solche Höchsterträge noch sinnvoll sind. Ebenfalls muss die Endlichkeit von fossilen mineralischer Düngestoffe, wie z.B. Rohphosphaten, bedacht und kritisch diskutiert werden.

Vor dem Hintergrund des Klimawandels muss in den nächsten Jahrzehnten mit sehr unterschiedlichen Wachstumsbedingungen gerechnet werden. Auch hier konnten Versuche

zeigen, dass die Strategie der Biologischen Landwirtschaft eine höhere Pufferkapazität aufweist als aufgedüngte Hochertragssysteme. Zusätzlich können Bioböden bei optimaler organischer Düngung eine CO₂-Senke darstellen.

Die Biologische Landwirtschaft, ihr Düngungsverständnis sowie das Düngerkonzept können als Schlüsseltechnologie eine moderne und nachhaltige Form der Landbewirtschaftung darstellen, wenn die Weichen in Politik, Gesellschaft und Forschung dahin ausgerichtet werden.

Literatur

- BACHINGER, J., 1996: Der Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten (mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch) auf die zeitliche Dynamik und die räumliche Verteilung von bodenchemischen und -mikrobiologischen Parametern der C- und N-Dynamik sowie auf das Pflanzen- und Wurzelwachstum von Winterroggen. Dissertation Universität Gießen.
- EG 834/2007: Verordnung (EG) Nr. 837/2007 des Rates vom 28. Juni 2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 (Abl. L 189 vom 20.07.2007).
- FLIESSBACH, A., P. MÄDER, L. PFIFFNER, D. DUBOIS und L. GUNST, 2000: Erkenntnisse aus 21 Jahren DOK-Versuch: Bio fördert Bodenfruchtbarkeit und Artenvielfalt. FiBL-Dossier, 1. Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick.
- FREYER, J., 2003: Fruchtfolgen – konventionell, integriert, biologisch. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 74.
- FRIEDEL, J., 2008: Aktive Nährstoffmobilisierung und ihre Bedeutung für die Düngerpraxis im Biologischen Landbau. In: Bericht Umweltökologisches Symposium – Sachgerechte Düngung im Blickfeld von Untersuchungsergebnissen. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, 04.-05.03.2008, 35-39.
- GISI, U., R. SCHENKER, R. SCHULIN, F.X. STADELMANN und H. STICHER, 1997: Bodenökologie. 2. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 3-6.
- HERRMAN, G. und G. PLAKOLM, 1991: Ökologischer Landbau - Grundwissen für die Praxis. Österreichischer Agrarverlag, 90-94.
- JOSSI, W., L. GUNST, U. ZIHLMANN, P. MÄDER und D. DUBOIS, 2009: DOK-Versuch: Erträge bei halber und praxisüblicher Düngung. AgrarForschung, 16 (8), 296-301.
- KOEPF, H.H. und B. von PLATO, 2001: Die biologisch-dynamische Wirtschaftsweise im 20. Jahrhundert – Die Entwicklungsgeschichte der biologisch-dynamischen Landwirtschaft. Verlag am Goetheanum, Dornach, 17-19.
- MÄDER, P., A. FLIESSBACH und U. NIGGLI, 2000: Bodenfruchtbarkeit und ökologischer Landbau. Lebendige Erde – Biologisch-dynamische Landwirtschaft, Ernährung, Kultur, 4/2000, Darmstadt, 12-16.
- PAULSEN, H.M., S. SCHRADER und E. SCHUNG, 2009: Eine kritische Analyse von Ruschs Theorien zur Bodenfruchtbarkeit als Grundlage für die Bodenbewirtschaftung im Ökologischen Landbau. Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research 3, Nr. 59, 253-268.

- RAUPP, J., 2000: Dauerversuch Darmstadt – Die organische Substanz des Bodens unter dem Einfluss von Stallmistdüngung und biologisch-dynamischen Präparaten. *Lebendige Erde – Biologisch-dynamische Landwirtschaft, Ernährung, Kultur*, 4/2000, Darmstadt, 42-45.
- RAUPP, J., 2001: Zwanzig Jahre Langzeit-Düngungsversuch. *Ökologie und Landbau*, 118, 2/2001, 29-31.
- RUSCH, H.P., 2004: Bodenfruchtbarkeit – Eine Studie biologischen Denkens. 7. Auflage, Organischer Landbau Verlag, Xanten, 14-16, 54f.
- SATTLER, F. und E. von WISTINGHAUSEN, 1989: *Der landwirtschaftliche Betrieb biologisch-dynamisch*. 2. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 55.
- SCHROEDER, D., 1992: *Bodenkunde in Stichworten*. 5. rev. u. erw. Auflage von BLUM, W. E. H., Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, 12, 36.
- STEINER, R., 1984: *Geisteswissenschaftliche Grundlagen zum Gedeihen der Landwirtschaft – Landwirtschaftlicher Kurs*. 7. Auflage, Rudolf Steiner Verlag, Dornach, 44f.

Gülle Nährstoffmanagement für eine optimierte Nutzung der hofeigenen Düngerreserven

Elisabeth Sauseng^{1*}

Einleitung

Die Gülle Nährstoffdüngung befindet sich im Spannungsfeld zwischen den Interessen der Land- und Wasserwirtschaft.

Die Menge und der Ausbringzeitpunkt der hofeigenen Dünger sind genau geregelt. Viele dieser Vorschriften bringen eine hohe Kostenbelastung und Wettbewerbsnachteile für den einzelnen Landwirt mit sich. Um diese Nachteile gering zu halten, gilt es sich so gut als möglich überbetrieblich zu organisieren.

Zu diesem Zweck wird in Zusammenarbeit des Landes Steiermark, der Kammer für Land- und Forstwirtschaft und dem Maschinenring das Projekt „Gülle Nährstoffmanagement“ ausgeführt.

Ziel dieses Projektes ist eine bestmögliche Gülle Nährstoffverteilung durch die Optimierung des Lager-, Ausbring- und Nährstoffmanagements auf Viehhaltenden Betrieben, damit die tierische Produktion erhalten werden kann und unser Trinkwasser geschützt wird. Nachhaltige Lösungswege hierfür wurden in den vergangenen drei Jahren mit ~80 Landwirten erarbeitet.

Lagerlogistik

Bei der Optimierung des Lagermanagements bewährte sich die kostengünstige Schaffung von gemeinschaftlichen Lagerräumen. Durch ausreichende Lagerkapazitäten können die Gülle Nährstoffe pflanzen- und standortangepasst gedüngt und so einer optimalen Nutzung zugeführt werden. Weiters eröffnet der gemeinschaftliche Lagerrambau logistische Optimierungspotentiale.

Ausbringlogistik

Basis für ein erfolgreiches Ausbringmanagement ist die verlustarme Nährstoffausbringung. Die Durchführung der verlustarmen Nährstoffausbringung kann durch logistische Optimierungen effizient gestaltet werden. Bewährt haben sich die Routenplanung und der überbetriebliche Nährstoffaustausch zur Kürzung von Transportwegen.

Nährstoffmanagement

Das Nährstoffmanagement besteht aus Gülleanalyse mit Mengenermittlung, Düngeplanung und Dokumentation. Die Optimierung des Nährstoffmanagements erfordert eine anerkannte Gülle Nährstoffdeklaration. Zu diesem Zweck wurde mit den Landwirten eine praxistaugliche und standardisierte Vorgangsweise erarbeitet.

Eine Anforderung aus der Praxis war die zeitgerechte Probenahme. Zeitgerecht bedeutet, dass das Untersuchungsergebnis für die Düngeplanung bereits vorliegt. In der Praxis wird so

die Beprobung von homogenisierter Gülle kaum möglich. Ein erfolgreicher Lösungsweg hierfür ist die Verwendung einer Stechlanze zur Güllebeprobung. Eine derartige Stechlanze besteht aus einem Nirostarohr und einem vakuumbeständigen Schlauch mit Verschlussmechanismen. Die Stechlanze wird im geöffneten Zustand, wie ein Strohalm, in das Güllelager eingeführt. Am Boden des Lagers wird das Rohr der Stechlanze verschlossen. Durch das Herausziehen der Stechlanze entnimmt man eine Probe die das gesamte Gülleprofil des Lagers enthält. Somit wird bei der Güllebeprobung im heterogenen Zustand eine Probe entnommen, die eine homogenisierte Gülle simuliert. Im Rahmen des Gülle Nährstoffmanagements werden somit die Gülle mit diesem Verfahren von betriebsfremden und speziell ausgebildeten Fachkräften beprobt.

Weiters soll die Nährstoffuntersuchung in der Praxis schnell und kostengünstig durchgeführt werden. Aus diesem Grund ist die Arbeit mit kostengünstigen Schnelluntersuchungsmethoden wie, der NIRS - Nanobag Schnellanalytik oder der Ammoniumschnellbestimmung mittels QUANTOFIX N-Volumeter, interessant. Während die NIRS - Nanobag Schnellanalytik noch in der Entwicklungsphase ist, zeigt eine Untersuchung des Landes Steiermark (2009) bei Schweinegülle eine sehr gute Übereinstimmung der Ammoniumschnellbestimmung mittels Quantofix N-Volumeter und dem Kjeldahl-Aufschluss. Somit wird bei der Untersuchung der Gülle im Rahmen des Gülle Nährstoffmanagements auch das Ammoniumschnelluntersuchungsgerät QUANTOFIX N-Volumeter eingesetzt. Der enorme Vorteil dieser Methode ist, dass die Stickstoffkonzentration in der Gülle bereits unmittelbar nach der Probenahme ermittelt werden kann.

Die exakte Erfassung der hofeigenen Nährstoffe erfordert auch eine Feststellung der Anfallsmengen. Bewährt hat sich hier die Füllstandsmessung in den Lagern, jeweils vor und nach Transporttätigkeiten.

Für die pflanzen- und standortgerechte Düngung wurde in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftlichen Umweltberatung Steiermark für die Landwirte ein Düngekalender erstellt. Der Düngekalender wurde für die rauen Bedingungen in der Praxis robust gestaltet und beinhaltet feldstücksbezogen die Düngungsvorschriften und Platz für Notizen. Anhand der Notizen im Düngekalender wird dann die Dokumentation bewerkstelligt.

Weiterentwicklung

Fortlaufend werden die praktischen Erfahrungen der Landwirte gesammelt und in das Konzept eingearbeitet. Bis Ende 2010 soll es gelingen die Vorgangsweise zu fixieren und einer rechtlichen Anerkennung zu unterziehen.

¹ Maschinenring Steiermark, A-8492 HALBENRAIN 125

* Ansprechpartner: elisabeth.sauseng@maschinenring.at

Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter

Hans Unterfrauner^{1*}, Walter Somitsch², Robert Peticzka³, Stefan Brauneis³ und Martina Schlaipfer³

Zusammenfassung

Die Anwendung von Biogasgülle kann die Bodenfruchtbarkeit von leichten, schwach gepufferten Böden beeinträchtigen. Der hohe Anteil an freien K-Ionen kann folgende Auswirkungen auf den Boden haben: Versauerung, Überfrachtung des Sorptionskomplexes, Zerstörung der Aggregate. Dies kann zu Problemen im Wasser-Lufthaushalt (z.B. Verschlammung, verminderte Infiltration) zur Mobilisierung von Al und zu einer disharmonischen Ernährung der Kulturpflanzen führen.

In einem 40 Wochen dauernden Feldversuch wurden mehrere Bodenhilfsstoffe auf ihre Eignung zur Verminderung der genannten unerwünschten Wirkungen von Biogasgülle untersucht. Als Messparameter wurden die Aggregatstabilität, die Neutralisationswirkung, die Absorption von freien K-Ionen sowie die Nachlieferung von Ca und Mg herangezogen. Die mineralischen Bodenhilfsstoffe wurden 2 Tage vor der Ausbringung der Biogasgülle auf die Versuchsflächen gestreut. Von den getesteten Varianten zeigte das Produkt P3 eine genügend hohe Sofort- und längerfristige Wirkung, um die unerwünschten Effekte von Biogasgülle zu kompensieren. Die Ertragsunterschiede (Mais) im Vergleich zur Nullfläche (keine Biogasgülle und kein Bodenhilfsstoff) betragen auf der Fläche PB (Biogasgülle ohne Bodenhilfsstoff) minus 5%, auf der Fläche P3 (Biogasgülle mit Produktvorlage P3) plus 10%.

Schlagwörter: Bodenfruchtbarkeit, freie Kalium Ionen, Versauerung, Nährstoffverhältnisse, Aggregatstabilität

Summary

The application of biogas fermentation residues can affect adversely soil fertility. The high content of free K ions can cause the following changes (p.e. acidification, overloading of the sorption complex, destruction of the aggregates). Especially light, acid soils with low puffer capacity showed a high sensitivity.

In a forty weeks lasting field trial several mixtures of soil conditioning products were tested for their compensation of adverse effects of biogas fermentation residues on soils by support of certain parameters. The test parameters were stabilization of soil aggregates, neutralization of acids and adsorption of free potassium ions. The test mixture P3 showed very good short- and long-term effects, when applied 2 days before application of the biogas manure. Key soil parameters remained at constant level or were even improved. After the test period of forty weeks a significant improvement of the soil condition was observed compared to the initial situation. The yield differences (Maize) to the reference area showed minus 5% for the area PB (biogas fermentation residues without product mixture) and plus 10% for the area P3 (biogas fermentation residues with product mixture P3). In agricultural practice the test mixture P3 can contribute to the reduction of adverse effects of biogas manure on the soil characteristics of light, acid soils, and therefore to stabilize soil fertility.

Keywords: soil fertility, free Potassium ions, acidification, nutrient ratios, aggregate stability

Einleitung

Die Anzahl der Biogasanlagen ist in Österreich von 80 im Jahr 2001 auf über 300 Anfang 2006 gestiegen (PFUNDTNER 2006). Derzeit befinden sich knapp 350 Anlagen in Betrieb. Die bei der Biogasproduktion anfallende Biogasgülle wird vorwiegend vom Standpunkt der Düngewirkung und der Gefährdung durch organische und mineralische Schadstoffe aus betrachtet (FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT 2007, DMVO 2007, BMLFUW 2006). Studien zu möglichen beeinträchtigenden Auswirkungen der Biogasgülle auf biologische, chemische und physikalische Bodeneigenschaften gibt es wenige (z.B. UNTERFRAUNER 2005, 2008, 2009, FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE 2007, PETZ 2000, LANDESANSTALT SACHSEN 1999).

In den vergangenen Jahren wurde vermehrt festgestellt, dass auf mit Biogasgülle gedüngten Flächen die Bodenfruchtbarkeit und die Erträge sinken. Als problematisch hat sich vor allem der in der Gülle gelöste Anteil an Kalium erwiesen. Mehr als 95% des gesamten Kaliums liegen als freie K Ionen vor, womit die Wirksamkeit mit einem K-Flüssigdünger verglichen werden muss (K geht keine organische Bindungsform ein, BERGMANN 1993).

Dies kann zu folgenden Auswirkungen auf Bodenparameter führen:

- Förderung der Versauerung durch Mobilisierung von „potentieller Säure“ durch Kalium (K) und Umbau von N Verbindungen in Nitrat.
- Überfrachtung des Sorptionskomplexes mit K.

¹ BoWaSan, Liebenauer Hauptstraße 34/2/3, A-8041 GRAZ

² IPUS GmbH, Werksgasse 281, A-8786 ROTTENMANN

³ Institut für Geographie und Regionalforschung, Universitätsstraße 7, A-1010 WIEN

* Ansprechpartner: h.unterfrauner@bowasan.at

Tabelle 1: Bodenhilfsstoff-Mischungen, Versuchsvarianten

Versuchsvariante	Biogasgülle [m ³ /ha]	Produktkomponenten	Menge gesamt [kg/ha]
P0	-	-	
PB	50	-	
P1	50	nanoporöses Alumosilikat	2000
P2	50	Mischkalk, Magnesit	2000
P3	50	Mischkalk, Magnesit, Gips, nanoporöse Alumosilikate	3200

- Disharmonien zwischen Ca:Mg:K.
- Zerstörung der Aggregate und Förderung der Verschläm-
mung.

In einem Topfversuch wurden im Jahr 2005 die Auswirkungen von Biogasgülle auf pH Wert, elektrische Leitfähigkeit (eL) und Zusammensetzung der Stoffe am Sorptionskomplex von Böden verschiedener Schwere-
klassen untersucht (UNTERFRAUNER 2005). Dabei wurden ad hoc Wirkungen (pH und eL Messungen alle 1,5 Stunden) und die Veränderungen nach 3 Wochen analytisch erfasst.

Bei schwach sauren, leichten Böden (Bodenart Sand, lehmiger Sand) stiegen die eL und das pH_{KCl} sprunghaft an. Nach der ersten Zufuhr von Wasser (simulierter Niederschlag) 14 Stunden nach der Ausbringung wurde ein Teil der gelösten Salze ausgewaschen, die eL ging auf ca. 30% des Höchstwertes zurück. Der pH Anstieg hatte 3 Stunden nach Ausbringung ein Maximum erreicht und ging mit den simulierten Niederschlagsereignissen rasch zum Ausgangsniveau zurück. Nach 3 Wochen zeigte eine deutliche Versauerung, die pH Werte im Neutralsalzextrakt lagen um 0,4 pH Einheiten niedriger als vor der Ausbringung. Die Veränderungen am Sorptionskomplex waren ein massiver Anstieg des K Anteiles (von 4 auf 14% CEC) und eine Verringerung des Anteiles von Ca (von 74 auf 59% CEC) und Mg (von 14 auf 10% CEC).

Bei den schwach sauren, schweren Böden (Bodenart sandiger Lehm, lehmiger Ton) stiegen der Salzgehalt und die pH Werte ebenfalls sprunghaft an. Durch die simulierten Niederschläge wurde der Salzgehalt allerdings innerhalb von 3 Wochen kaum verändert und die pH Werte im Neutralsalzextrakt zeigten einen um ca. 0,5 pH Einheiten höheren Wert an. Die Auswirkungen auf den Sorptionskomplex zeigten sich beim sandigen Lehm in einem leichten Anstieg von K, beim lehmigen Ton zeigten sich keine nachweisbaren Veränderungen.

In einem Feldversuch im Herbst 2007 wurden die Auswirkungen von Biogasgülle auf Bodenparameter eines leichten schwach gepufferten Boden unter besonderer Berücksichtigung des Kaliums untersucht (UNTERFRAUNER 2008). Die Ergebnisse bestätigten jene des Topfversuches.

Aufbauend darauf wurde vom Herbst 2008 bis Frühjahr/Herbst 2009 ein weiterer Feldversuch durchgeführt. Ziel war die Abtestung von verschiedenen Bodenhilfsstoff-Mischungen für die Praxisanwendung, die, kurz vor der Ausbringung von Biogasgülle auf einen Boden aufgebracht, die unerwünschte Wirkung von Biogasgülle auf bestimmte Bodenparameter vermindern sollen.

Tabelle 2: Einige Inhaltsstoffe und Parameter der ausgebrachten Biogasgülle

Inhaltsstoffe	gelöste Menge [kg/50m ³]	Gesamtgehalt [kg/50m ³]	Parameter
N	(NH ₄ -N) 143	(Nt) 250	pH: 8,5
Ca	3,5	59	eL _{unverdünn} : 29,1 mS/cm
K	163	163	Wassergehalt: 93%
Mg	0,20	28,7	
PO ₄	4,6	142	

Material und Methoden

Ein ca. 3,5 ha großes gedroschenes Maisfeld (Bezirk Deutschlandsberg) wurde feldbodenkundlich beschrieben und beprobt. Der Bodentyp ist eine kalkfreie Braunerde, die Bodenart lehmiger Sand.

Die Produkte wurden mit einem Schneckenstreuer auf die Maisstoppel gestreut, 2 Tage später wurde Biogasgülle mittels Schwenkverteiler (Möscha) ausgebracht, die oberflächliche Einarbeitung (ca. 6cm) erfolgte mit einem Grubber. Vor der Ausbringung, nach 2, 17 und 20 Wochen wurden Bodenproben [0 bis 10cm] gezogen und nach der Methode der „Fraktionierten Analyse“ (ÖNORM S2122-1, 2004) analysiert. Die Stabilität der Aggregate (mod. nach MURER 1993) und die Verschlämmungsneigung (mod. nach KLUTE 1986) wurden vom Physiogeographischen Laboratorium der Uni Wien untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die Biogasgülle stammt aus einer Anlage die vorwiegend mit Maissilage (~75%) und Schweinegülle (~25%) gespeist wird. Die Vergärung erfolgt 2 stufig.

Die gelösten Inhaltsstoffe der Biogasgülle bewirkten eine Veränderung der Säureparameter des Bodens. Das pH_{KCl} sank auf der Fläche PB von 5,7 auf 5,4. Größer war die pH_{KCl} Abnahme bei der Fläche P1 (von 5,7 auf 5,2). Bei den Flächen mit Vorlage von neutralisierenden Mischungen (P2, P3) wurde der Säureschub abgepuffert und bereits vorhandene Säuren teilweise neutralisiert. Bei der Fläche P3 wurde nach 20 Wochen ein höherer pH_{KCl} Wert als vor der Ausbringung festgestellt. Die ausgebrachte Biogasgülle bedingte einen starken Anstieg der K Konzentration in der Bodenlösung (nach 2 Wochen waren noch 80mg/l gelöst). Dies führte dazu, dass an den Austauschern adsorbierte Säure („potentielle Säure“) zum Teil mobilisiert wurde (z.B. Fläche PB Abnahme von 47 auf 27%). Da der Boden ein schwaches Puffersystem besitzt und die freigesetzte Säure nicht neutralisieren konnte, stieg die leicht austauschbare Säure an (z.B. Fläche PB von 5,3 auf 17,6) und der pH Wert

Tabelle 3: Veränderungen von Bodenkennwerten 2, 17 und 20 Wochen nach der Ausbringung

Beprobung	Fläche	pH H ₂ O	pH KCl	eL [mS/cm]	BS [%CECp]	Ca [%CECa]	Mg [%CECa]	K [%CECa]	H [%CECp]	pot S [%CECp]
vor Ausbr.	P0	7,2	5,7	0,3	49	76	9,4	7,8	5,3	47
2 Wochen nach Ausbr.	PB	7,7	5,6	1,2	58	55	8,6	9,8	17,6	27
	P1	7,6	5,2	1,3	53	65	9,8	10,8	8,5	40
	P2	7,6	5,6	1,1	58	65	8,2	8,1	14,2	31
17 Wochen nach Ausbr.	P3	7,9	6,4	2,0	61	72	7,6	8,1	5,5	33
	PB	6,6	5,4	0,6	57	68	10,6	11,2	8,4	37
	P1	6,8	5,5	0,5	62	69	9,2	12,9	6,9	32
20 Wochen nach Ausbr.	P2	6,9	5,9	0,7	68	72	9,3	11,1	5,6	26
	P3	7,3	5,2	0,7	62	74	8,9	8,7	6,1	32
	PB	6,7	5,4	0,5	46	66	10,3	10,2	12,1	47
20 Wochen nach Ausbr.	P1	6,4	5,2	0,6	45	69	10,0	11,2	7,7	50
	P2	6,9	5,7	0,7	47	74	9,0	10,2	5,2	50
	P3	7,2	5,8	0,8	56	77	8,1	7,8	5,5	39

eL...elekt. Leitfähigkeit; BS...Basensättigung; CEC...Cationexchange Capacity [Index_a: aktueller CEC, Index_p: potentieller CEC]; pot S ... potentielle Säure; **fett** markiert: gleichbleibende oder verbesserte Parameter

sank. Die Basensättigung stieg durch das adsorbierte K vorübergehend an. Ohne Vorlage von neutralisierenden Stoffen wurde das Puffersystem stark strapaziert. Es sind weitere Auswirkungen zu erwarten (z.B. Säuredegradation, Zerfall von Tonmineralen, Einschränkung der Mikroorganismenvielfalt). Nur die Mischung P3 hat bewirkt, dass durch die Biogasgülle die Säureparameter im Boden nicht ungünstig beeinflusst wurden. Nach dem Betrachtungszeitraum von 20 Wochen war sogar eine deutlich bessere Situation als der Ausgangszustand festzustellen. Der Sorptionskomplex wurde von K überschwemmt. Auf der Fläche PB bewirkte dies nach 2 Wochen eine Verminderung der Ca Sättigung von > 20%, der Anteil des Mg trat hinter jenem des K zurück. Diese ad hoc Veränderung führt zu einer Verschlechterung der Aggregatstabilität und zur Erhöhung der Verschlämungsneigung.

Die Aggregatstabilität sank auf der Fläche PB um ~ 10%, die Flächen P1 und P3 konnten die Degradation weitgehend abfedern. Nach 20 Wochen war die Aggregatstabilität auf der Fläche P3 deutlich höher als auf P0. Die Verschlämung (Verminderung der Infiltration) wurde durch die dispergierten Kolloide verursacht. Die Unterschiede auf den Flächen waren signifikant. Auf den Flächen mit einer Produktvorlage war die Infiltrationsrate über 6 Stunden im Schnitt um 15%

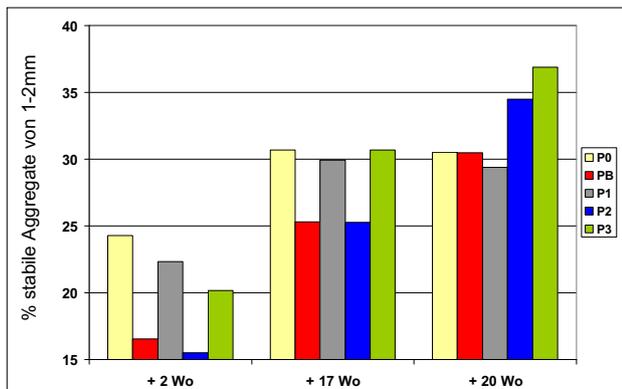


Abbildung 1: Veränderung Aggregatstabilität, 2-17 und 20 Wochen nach Ausbringung

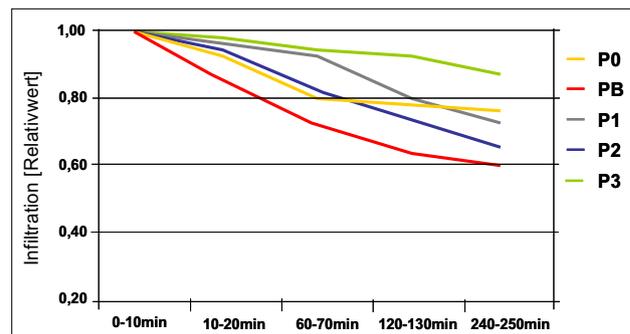


Abbildung 2: Veränderung Infiltration 20 Wochen nach Ausbringung der Biogasgülle

höher als auf PB. Bei P3 betrug der Unterschied >30%. Dies bedeutet ein höheres Wasserspeichervermögen, verminderte Erosion, schnelleres Abtrocknen und bessere Befahrbarkeit im Frühjahr.

Eine getrennte Erfassung der Erträge war aus technischen Gründen nicht möglich. Um dennoch einen Trend feststellen zu können wurden Mitte Oktober 2009 von den einzelnen Flächen jeweils 15 Maispflanzen oberhalb der Stelzwurzeln abgeschnitten.

Von den 15 Maispflanzen wurden jeweils 5 Pflanzen, welche als repräsentativ beurteilt wurden (am häufigsten vertretener Phänotyp) ausgewählt. Davon wurden Kolben und Restpflanzen getrennt abgewogen (feldfeuchter Zustand) und auf Hektarerträge hochgerechnet (Annahme 70000 Pflanzen pro Hektar).

Biogasgülle beinhalten viele Nährstoffe und besitzen unbestritten eine Düngewirkung. Wird Biogasgülle Flächen zugeführt auf denen das Inputmaterial für Biogasanlagen erzeugt wird, könnte man theoretisch von einem „geschlossenen“ Nährstoffkreislauf ausgehen. Nährstoffe aus dem Boden werden von den Pflanzen zum Wachstum genutzt. Bei der Herstellung von Biogas werden C- Verbindungen in Methan umgewandelt, Nährstoffe verbleiben in der Biogasgülle und können nach der Ausbringung wiederum von den Pflanzen genutzt werden. Dies ist nur bei Betrachtung

Tabelle 4: Frischgewicht von jeweils 5 Kolben und 5 Restpflanzen

Fläche	Gewicht Kolben [kg]	Gewicht Restpfl. [kg]	Gewicht Pflanze gesamt [kg]	Differenz pro ha zu P0 [kg/ha]
P0	1,4	2,9	4,3	0
PB	1,3	2,8	4,1	- 2.800
P1	1,3	2,9	4,2	- 1.400
P2	1,4	3,0	4,4	+ 1.400
P3	1,6	3,1	4,7	+ 5.600



Abbildung 3: Kolben der Versuchsflächen

der Mengenverhältnisse in der Eintrag-Austrag- Bilanzierung richtig.

Aus ökologischer Sicht darf nicht die Betrachtung der Nährstoffmengen allein im Vordergrund stehen, sondern es müssen zusätzlich die Bindungsformen und die Löslichkeiten bewertet werden. Silomais entzieht zwischen 200 und 250kg/ha an Kalium. Diese Menge entziehen die Pflanzen während der Vegetationsperiode von 6-7 Monaten dem Boden. Durch die Zufuhr von 50m³ Biogasgülle werden ca. 160kg Kalium in 1 bis 2 Gaben als freie Ionen, in unmittelbar pflanzenverfügbarer Form zugeführt (vergleichbar mit einem Flüssigdünger). Das freie Kalium kann ausgewaschen werden, es kann aber auch durch seine hohe Konzentration in der Bodenlösung andere Kationen vom Sorptionskomplex (z.B. Ca, Mg, H, Al) verdrängen und die oben beschriebenen Konsequenzen verursachen.

Zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist zu empfehlen, empfindliche Böden aus dem Biogasgülleregime herauszunehmen. Sollte dies aus Gründen der Betriebsstruktur nicht möglich sein, sollten die Mengen angepasst und die Böden auf die Ausbringung von Biogasgülle vorbereitet werden.

Die derzeitigen Kriterien zur Festlegung der Ausbringungsmengen und des Ausbringungszeitpunktes sind vorwiegend an die N- Fraktionen gekoppelt. Die Ergebnisse der Untersuchung legen nahe, diese Kriterien um den Parameter Kalium sowie um bodenphysikalische und bodenchemische Parameter, gegebenenfalls nach einer Bodenvorbereitung, zu erweitern.

Literatur

- BMLFUW, 2006: Richtlinien zur sachgerechten Düngung, Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage.
- BERGMANN, W., 1993: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag, 3. Auflage.
- DÜNGEMITTELVERORDNUNG, BGBl 53/2007, 2007: 53. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der die Düngemittelverordnung 2004 geändert wird.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE e.V., 2008: Schlussbericht zu dem Verbundprojekt Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen unter besonderer Berücksichtigung des Inputs substrats Energiepflanzen. Projektkoordinator Dipl.-Ing. Karen SENSEL, Humboldt-Universität zu Berlin (IASP) Invalidenstr. 42, 10115 Berlin.
- FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 2007: Der Sachgerechte Einsatz von Biogasgülle und Gärrückständen im Acker und Grünland. 2. Auflage.
- KLUTE, A. and DIRKSEN, 1986: Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. P.687 – 734. In A. Klute (ed.). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2nd edition. ASA, Madison, USA.
- MURER, E.J., A. BAUMGARTEN, G. EDER, M.H. GERZABEK, E. KANDELER and N. RAMPAZZO, 1993: An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS) Geoderma.
- ÖNORM S2122-1, 2004: Fraktionierte Analyse-Untersuchungsmethoden. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- PETZ, W., 2000: Auswirkungen von Biogasgülldüngung auf Bodenfauna und einige Bodeneigenschaften. Eine Freilandstudie an vier Standorten

- in Oberösterreich. Im Auftrag von: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung Landesrat für Wasserwirtschaft Dr. Achatz.
- PFUNDTNER, E., 2006: Neufassung der Richtlinie für den sachgerechten Einsatz von Biogasgülle und Gärückständen im Acker und Grünland. 12. Alpenländisches Expertenforum, 30. März 2006, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, A-8952 Irdning.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 1999: Umweltwirkung von Biogasgülle. Forschungsbericht des Freistaates Sachsen.
- UNTERFRAUNER, H., 2005: Auswirkungen von Biogasgülle auf die oberste Bodenschicht. Forschungsprojekt der Firma Bodenkalk (Graz).
- UNTERFRAUNER, H., 2008: Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter unter besonderer Berücksichtigung des Kaliums (K). 63. ALVA Tagung.
- UNTERFRAUNER, H., 2008: Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter unter besonderer Berücksichtigung des Kaliums. Posterpräsentation, 120. VLUFA Kongress Jena.
- UNTERFRAUNER, H. und W. SOMITSCH, 2009: Minderung der schädlichen Wirkung von Biogasgülle auf Böden durch gezielte Stärkung bestimmter Parameter vor der Applikation. 64. ALVA Tagung.
- UNTERFRAUNER, H., W. SOMITSCH, R. PETICZKA, S. BRAUNEIS und M. SCHLAIPFER, 2009: Vorbereitung von leichten, schwach gepufferten Böden auf die Applikation von Biogasgülle. Mitteilungen der österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 76, in Druck.
- UNTERFRAUNER, H., 2009: Modelluntersuchungen zum Fe-P Antagonismus in Bodensäulen in Hinblick auf die Düngung mit Biogasgülle. Forschungsprojekt Nr. 100372, BMLFUW-LE 1.3.2/0125-II/1/2008.

Bodenverdichtung und Gewässerschutz

Erwin Murer^{1*} und Karin Zehner¹

Zusammenfassung

Ein Bodengefügeschaden im Unterboden für bindige Böden infolge landwirtschaftlicher Nutzung kann nach LEBERT et al. (2004) anhand bodenkundlicher Kriterien in Kombination mit bodenphysikalischen Parametern und deren Schwellenwerten ermittelt werden. Aus der bodenphysikalischen Datenbank des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt wurden von 34 landwirtschaftlich genutzten Standorten die gesättigte Wasserleitfähigkeit und Luftkapazität für die Beurteilung auf Verdichtung verwendet. Die Auswertung zeigt, dass 6 Standorte im Unterboden nach diesen Kriterien als schadverdichtet eingestuft werden können.

Summary

Soil structure damage in the subsoil of cohesive soil materials due to agricultural use can be determined according to LEBERT et al. (2004), based on pedological criteria's in combination with soil physical parameters on the basis of threshold values. From the soil physical database of the Institute for Land and Water Management Research, saturated water conductivity and air capacity from 34 different agricultural fields were used to estimate compactness. The results show that 6 horizons can be classified as harmfully compacted subsoil.

Einleitung

Unter Bodenverdichtung versteht man die vom Menschen verursachte Verschlechterung der Bodenqualität und der Bodenfunktionen durch erhöhte Bodendichte und verminderte Bodenporosität. Die durch Belastungen entstehende Verdichtung nennt man Sackungsverdichtung. Ursachen für die Entstehung von Sackungsverdichtungen sind das Befahren, Bearbeiten und Betreten der Böden. Sie wirkt sich besonders in einer Abnahme des Porenvolumens, insbesondere des Volumens der Grobporen aus. Zu unterscheiden sind im Ackerbau die Verdichtungen des Oberbodens und des Unterbodens. Verdichtungen in der Krume (Oberboden) werden durch die Bodenbearbeitung mechanisch rückgängig gemacht. Unterbodenverdichtungen stellen jedoch ein ernsthaftes Problem dar, eine Lockerung im Unterboden ist sehr aufwändig und kaum von Dauer. Aber auch durch die Verlagerung von Bodenteilchen in das Grobporensystem hervorgerufen durch innere Erosion bzw. Mikroerosion kommt es zu Bodenverdichtung. Im Vergleich zur Sackungsverdichtung nimmt hier das Volumen der Feinporen zu und das Volumengewicht steigt. Durch die Verengung bzw. Verstopfung der Hohlräume sinkt die Wasser- und Luftleitfähigkeit ebenso wie die Durchwurzelungsfähigkeit.

Ob ein Boden normal verdichtet oder schadverdichtet ist, lässt sich nur im Zusammenhang mit seiner Funktion beurteilen. Aus ökologischer Sicht ist ein Boden als schadverdichtet anzusehen, wenn ausgelöst durch technische Überlastung das Porensystem im Boden so weit reduziert ist, dass die Produktions-, Regelungs- und Lebensraumfunktionen zeitweilig oder dauerhaft beeinträchtigt werden. Das bedeutet für die Ertragsfähigkeit, sowie die Ertragsicherheit und die Entwicklung der landwirtschaftlichen Nutzpflanzen eine erhebliche Beeinträchtigung, da es zu einer Verschlechterung der Versorgung mit Luft und Wasser

führt. Die Infiltration von Niederschlagswasser und das Wasserspeichervermögen sind gestört. Außerdem kommt es zu einer drastischen Verschlechterung der Lebensbedingungen für Bodentiere und Mikroorganismen. Zum Problem wird Bodenverdichtung, wenn Pflanzenwurzeln mit eingeschränktem Tiefenwachstum reagieren oder wenn Schadorganismen von den veränderten Umweltbedingungen profitieren.

Nicht jede Verdichtung des Bodens wird als ökologisch negativ bewertet, da nicht jede Abnahme des Porenvolumens als schädlich bezeichnet werden kann. Böden neigen bereits wegen ihres Eigengewichts zur Verdichtung. In bestimmten Grenzen ist die Verdichtung tolerierbar und ist teilweise als Rückverfestigung erwünscht, wie z.B. zur Herstellung eines abgesetzten Saatbettes mit Bodenschluss.

Zur Bodenverdichtung tragen vorwiegend landwirtschaftliche Nutzfahrzeuge bei. Der vermehrte Einsatz von Großmaschinen, das Befahren von feuchten Böden sowie das mit steigender Leistung der Maschinen zunehmende Gewicht sind dabei wesentliche Faktoren. Darüber hinaus kann auch eine zu hohe Besatzdichte an Großvieh auf Weideflächen zu einer unerwünschten Komprimierung des Bodens führen. Bestimmende Faktoren der Bodenverdichtung sind einerseits technische Faktoren wie Kontaktflächendruck, Radlast, Schlupf und Überrollhäufigkeit, andererseits aber auch natürliche Faktoren wie Wassergehalt, Bodenart, Dichte und Bodengefügeform. Mit zunehmender Radlast reicht die Bodenverdichtung in immer größere Tiefe. Mit der Verwendung breiter Reifen wird der Boden nur dann geschont, wenn die Radlast nicht zunimmt. Bei schweren Maschinen bringt die breite Bereifung oft nicht den gewünschten Effekt.

Bodenverdichtungen sind immer wieder in der Landschaft durch deutliche Kennzeichen zu erkennen, z.B. mehrere Tage stehendes Oberflächenwasser auf Acker-, Weide- oder

¹ Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

* Ansprechpartner: erwin.murer@baw.at



Abbildung 1: Deutliche Kennzeichen für Bodenverdichtungen (Foto: E. Murer)

Rekultivierungsflächen ohne Grundwassereinfluss nach der Schneeschmelze oder höheren Niederschlagsmengen. Dies zeigt an, dass die Wasserinfiltration in den Unterboden behindert wird. Die Verdichtung führt zu einer Steigerung des Erosionsrisikos, da der oberflächliche Abfluss überwiegt.

Der Einsatz der heutigen leistungsstarken Landtechnik beschert uns im Ackerbau deutlich ausgeprägte Unterschiede im Bodengefüge in der Krume und im Unterboden. In der Krume können optimale Bedingungen für den Pflanzenbau (Auflockerung, Wenden, Verdichten) geschaffen werden. Zeitlich können Probleme durch erhöhten Oberflächenabfluss nach der Ernte von z.B. Mais und Rübe durch die fast flächendeckende Befahrung und damit eine „Versiegelung“ der Oberfläche des Standortes auftreten (Abbildung 1).

Die tatsächliche Verdichtung hängt im Wesentlichen vom Wassergehalt zum Zeitpunkt der Bodenbearbeitung ab. Die Bodenverdichtung findet damit meist auf der Schlaggröße statt. Allerdings können auch noch auf einem Schlag unterschiedliche Wassergehalte vorliegen (z.B. am Ober- und Unterhang, lokale Nassstellen, Einfluss von Dränagen, lokal vorhandene Verdichtungen), sodass sich unterschiedliche Grade der Verdichtung ergeben können. Die Erfahrung aus Rekultivierungsgebieten lehrt, dass Nassstellen immer größer werden und dass ihr Ertrag abfällt und irgendwann „ist das Vorgewende überall“, d.h., dass der verdichtete Anteil laufend wächst.

Im Feld lässt sich eine schädliche Verdichtung an kompakten, porenarmen, scharfkantigen Aggregaten, an bläulicher Farbe, Bleich- und Oxidationszonen, fauligem Geruch und an eingeschränkter Durchwurzelung erkennen. Diese halbquantitativen Feststellungen sind für eine numerische Bewertung der Auswirkungen auf die Bodenfunktionen jedoch nicht ausreichend.

Material und Methoden

Ein Bodengefügeschaden im Unterboden für bindige Böden infolge nutzungsbedingter Verdichtung kann in Kombination anhand bodenkundlicher Kriterien und auf der Basis von bodenphysikalischen Parametern und deren Schwellenwerten (LEBERT et al. 2004) ermittelt werden (Tabelle 1). Die Feldgefügeansprache ist notwendig um bodengenetisch bedingte Verdichtungen von anthropogenen Gefügeschäden zu unterscheiden.

Tabelle 1: Bewertungskriterien für den Einzelfall nach LEBERT et al. (2004)

Kennwert	Bewertung
Feldgefügeansprache (KA4, 1994; DIN V 19688; Harrach, 1984, Dietz und Weigelt, 1997)	Stufe 4 und 5
Groporen bzw. Luftkapazität	<5%
gesättigte Wasserdurchlässigkeit	<10 cm/d

Ergebnisse

In der Datenbank des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt sind umfassende bodenphysikalische Untersuchungsergebnisse enthalten. Die Lage der Probenahmestellen und die untersuchten Parameter können im Internet unter www.bodenkarte.at eingesehen werden. Aus diesem Datensatz wurden 34 verschiedene landwirtschaftlich genutzte Ackerstandorte ausgewählt. Es wurden die Daten der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der Luftkapazität der einzelnen Horizonte gegenübergestellt (Abbildung 2). Eine Bewertung nur nach den bodenphysikalischen Schwellenwerten (Tabelle 1) ergibt 16 Standorte mit Schadverdichtung. Durch Einbeziehung bodenkundlicher Informationen (Bodentyp, Horizontbezeichnung) wurden 10 Standorte mit Verdichtungen natürlichen Ursprungs und 6 Standorte mit Verdichtungen im Unterboden mit anthropogenem Hintergrund identifiziert.

Diskussion

Mit der Entstehung von Hochwässern stehen der Boden und die den Bodenwasserhaushalt steuernden Größen immer mehr im Mittelpunkt. Hochwässer entstehen dann, wenn bei starken Niederschlägen die Speicherfähigkeit des Bodens überschritten wird (KLAGHOFER 2003). Wird durch Fehler bei der Kulturführung der Boden verdichtet, so verändert sich das Infiltrationsvermögen. Der Oberflächenabfluss und die Hochwasserhäufigkeit nehmen zu. Durch die Klimaänderung wird dieses Problem infolge der Zunahme der Niederschlagsintensität zusätzlich verschärft (GRÜNEWALD 2008). Die Anwendung dieses Indikatorenmodells ermöglicht grundsätzlich die Identifikation einer Schadverdichtung im Einzelfall. Problematisch scheinen die Festsetzung der Schadschwelle auf 5 Vol.-% Luftkapazität für Sandböden und die Schwankungsbreiten der gesättigten Wasserleitfähigkeit zu sein. Des Weiteren ergeben sich offene Fragen, inwieweit im konkreten Fall von einer verdichteten Fläche ausgegangen werden kann. Der Gesamtteil der verdichteten Bodenschicht an der Fläche sowie deren Tiefenlage und Mächtigkeit müssen berücksichtigt werden (CRAMER 2006).

In Hinblick auf die Auswirkungen von Bodenverdichtungen auf den Wasserhaushalt (z.B. Oberflächen- und Lateralabfluss, Infiltration) sind noch viele offene Fragen zu klären. Vor allem fehlt es noch an ausreichend verifizierten Methoden für eine klare Abgrenzung von Bodengefügeschäden zur Beurteilung der Beeinträchtigung der Bodenfunktionen.

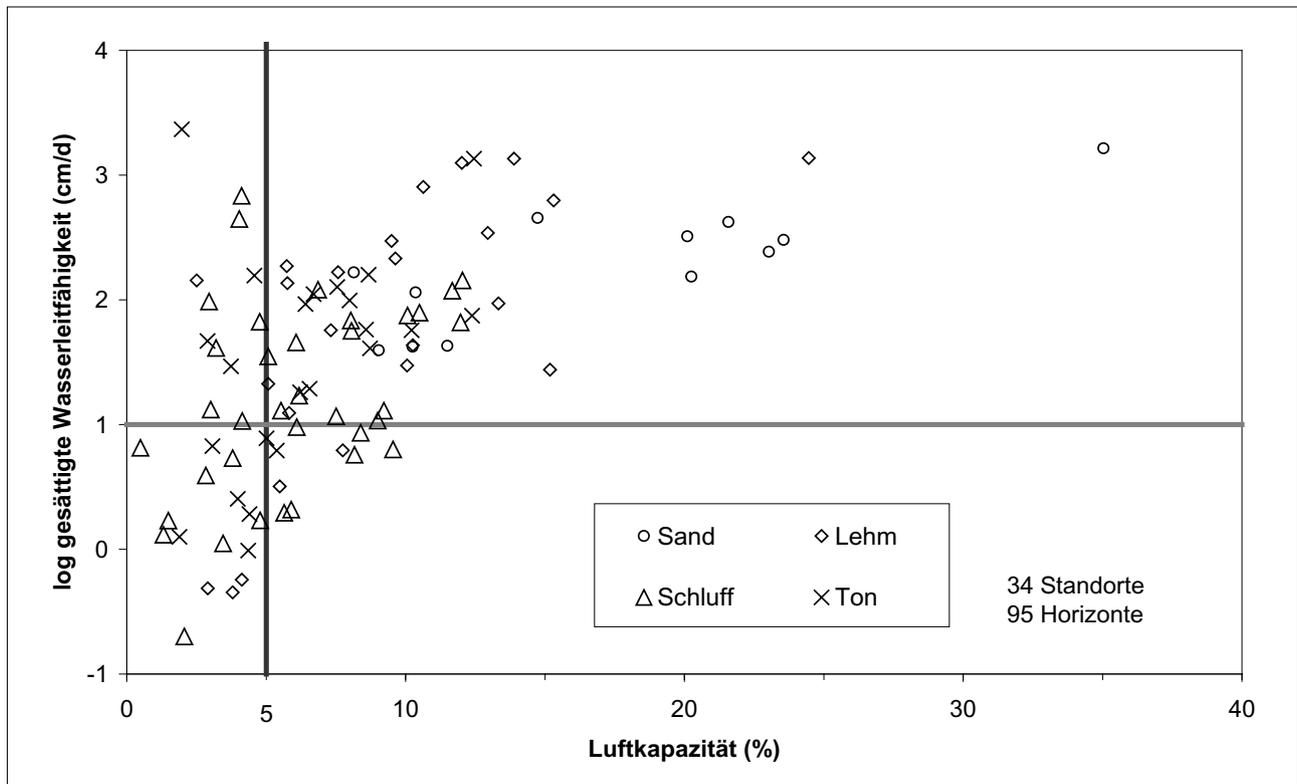


Abbildung 2: Bewertung auf schädliche Bodenverdichtung anhand bodenphysikalischer Schwellenwerte

Literatur

- CRAMER, B., 2006: Überprüfung von Bewertungsmodellen zur Identifikation und Prognose von Schadverdichtungen auf Ackerböden in Nordrhein-Westfalen. Dissertation der Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- DIETZ, T. und H. WEIGELT, 1997: Bodenstruktur erkennen und beurteilen. Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau. Sonderdruck dlz agrarmagazin, München, 2. geänderte Auflage.
- DIN V 19688, 2001: Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der mechanischen Belastbarkeit von Böden aus der Vorbelastung.
- GRÜNEWALD, U., 2008: Klimawandel, Hochwasserrisikomanagement und Bewirtschaftung der Wasserressourcen in Flusseinzugsgebieten. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, Vol. 1, 1, 23-28.
- HARRACH, T., 1984: Lockerungsbedürftige Böden einfach und sicher erkennen. In: Bodenfruchtbarkeit in Gefahr? Arbeiten der DLG 179, DLG-Verlag, Frankfurt.
- KA4, 1994: Ad-hoc-AG Boden, Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover.
- KLAGHOFER, E., 2003: Hochwasser und Landnutzung. Schriftenreihe BAW, 19, 60-69. Bundesamt für Wasserwirtschaft.
- LEBERT, M., J. BRUNOTTE und C. SOMMER, 2004: Ableitung von Kriterien zur Charakterisierung einer schädlichen Bodenveränderung, entstanden durch nutzungsbedingte Verdichtung von Böden/Regelungen zur Gefahrenabwehr. Forschungsbericht 200 71 245, UBA-FB 000706.

Bodenerosion und Gewässerschutz

Peter Strauss^{1*}

Zusammenfassung

In Binnengewässern ist in den meisten Fällen das Element Phosphor jener Stoff, der das Wachstum limitiert. Bei übermäßigem Eintrag von P ist daher mit negativen Wirkungen auf die Gewässer zu rechnen. Maßnahmen zur Reduktion des P Eintrags müssen zuallererst in der Landschaft einsetzen, denn die Landschaft produziert das Wasser und ist primäre Quelle von Phosphor. Drei wesentliche Faktoren treiben den Eintrag von Phosphor über das Erosionsgeschehen in das Gewässer an – die Höhe des Bodenabtrags, die Menge an Phosphor im Boden und die Lage erosionsgefährdeter Flächen im Verhältnis zum Gewässer. Eine Reihe von wirksamen Schutzmaßnahmen existiert, die einerseits den Bodenabtrag auf der Fläche wirkungsvoll reduzieren können, wie z.B. Mulch- und Direktsaat. Zusätzlich kann durch Identifizierung kritischer Flächen mit geringem Flächenverbrauch ein großer Reduktionseffekt erzielt werden. Der Einsatz von Gewässerrandstreifen bietet die Möglichkeit, gewässernahe Maßnahmen zu setzen. Letztendlich hängt die tatsächliche Wirksamkeit aller Maßnahmen allerdings von ihrer Umsetzung ab. Betrachtet man die aktuellen Beitrittszahlen zu den erosionsrelevanten Maßnahmen in ÖPUL, ist diese derzeit noch nicht ausreichend gegeben.

Schlagwörter: Schutzmaßnahmen, Phosphor, kritische Flächen

Summary

In rivers and lakes phosphorus is usually the element which limits aquatic growth. When supplied in abundance, negative reactions take place in the aquatic ecosystem. Measures to reduce P input have to take into account the landscape, because it is the landscape which produces water and phosphorus. Three main driving factors exist when looking at input of P via erosion processes, the amount of soil loss, the amount of P in soil and the location of critical erosion areas within the watershed. Numerous measures to reduce soil erosion on the fields exist such as mulching or direct drill. In addition, identification of critical areas for erosion may reduce soil loss substantially while using only small portions of land. Use of buffer filter strips offers the opportunity to set near water measures. However, the actual effectiveness of all these measures to reduce P input depends on their implementation. Given the participation numbers for these measures in the Austrian ÖPUL programme, at present this is not sufficiently the case.

Keywords: erosion control measures, phosphorus, critical areas

Einleitung

Es gibt eine Reihe unterschiedlichster Aspekte im Wirkungsgefüge Bodenerosion und Gewässerschutz. In dieser Arbeit soll vor allem der Zusammenhang zwischen dem Problem des Austrags von Boden durch Bodenerosion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und dem dadurch stattfindenden Eintrag von Phosphor in Gewässer diskutiert werden. Genau wie im Boden hängt pflanzliches Wachstum ja auch in Gewässern von der Menge an verfügbaren Nährstoffen ab. Im Gegensatz zum terrestrischen Bereich, wo vor allem der Stickstoff das Wachstum begrenzt, ist allerdings das wachstumslimitierende Element in Gewässern in den meisten Fällen der Phosphor (P). P ist in Gewässern hocheffizient - mit 1g P können 100 g Algenbiomasse erzeugt werden. P wird aber nicht im Gewässer produziert, sondern gelangt wie alle anderen Inhaltsstoffe des Wassers und auch das Wasser selbst aus der Landschaft ins Gewässer **denn die Landschaft produziert unser Wasser.**

Abbildung 1 zeigt schematisch die Wege des Wassers in der Landschaft bis hin zur Bildung eines permanenten sichtbaren Gewässers.

Abbildung 2 stellt durchschnittliche jährliche Abflusshöhen, aufgeteilt in Basisabfluss und Direktabfluss in Bezug zu den Niederschlägen des Kleinzugsgebietes Petzenkirchen (70 ha) im niederösterreichischen Alpenvorland. Außerdem zeigt *Abbildung 2* die hohe Variabilität des jährlichen Schwebstoffaustrags in Abhängigkeit der Niederschlagsverhältnisse.

In größeren Gewässern liegen typische Verhältnisse für den Anteil an oberflächlich oder oberflächennahe abfließendem Wasser z.B. in einem Bereich von etwa 10 % (Wulka) oder 30 % (Ybbs) des Gesamtabflusses eines Gewässers (daNUbs 2003).

Der dabei direkt als Oberflächenabfluss wirksame Anteil ist schwierig zu quantifizieren, aber sicherlich noch wesentlich geringer. Das bedeutet, dass der überwiegende Anteil des Wassers in unseren Flüssen aus dem Grundwasservorrat

¹ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

* Ansprechpartner: peter.strauss@baw.at

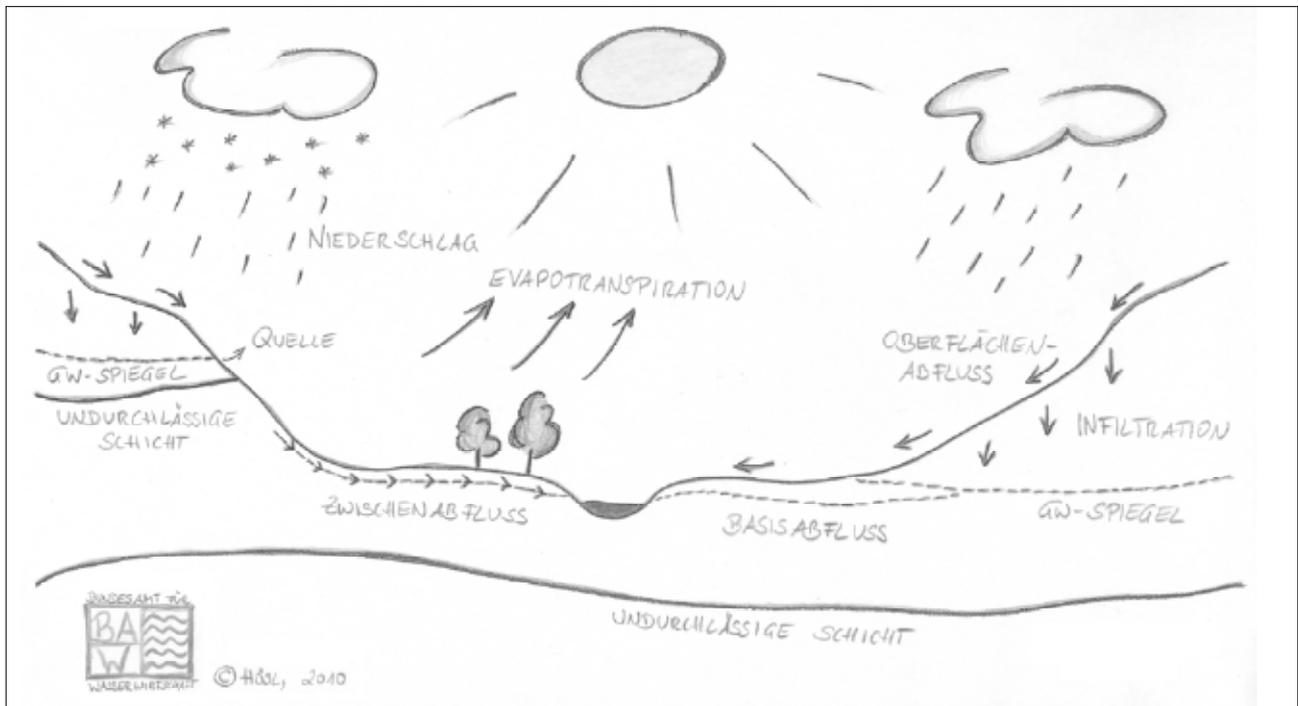


Abbildung 1: Wasserwege in der Landschaft

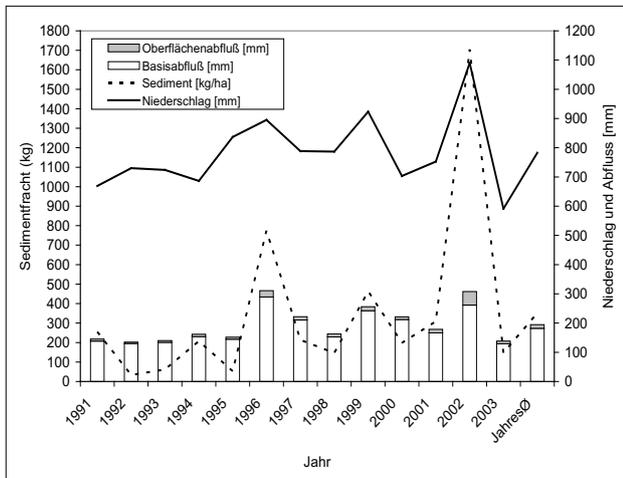


Abbildung 2: Jährlicher Niederschlag, Gesamtabfluss, Basisabfluss, Oberflächenabfluss und Schwebstofffracht der Jahre 1991 bis 2003 im Einzugsgebiet Petzenkirchen

gespeist wird. Betrachtet man allerdings die P Frachten, die in gelöster Form (= vor allem über unterirdische Fließwege) oder an den Boden gebunden (= vor allem über oberflächlich abfließendes Wasser) jährlich im Gewässer landen, zeigt sich, dass unter ungünstigen Bedingungen die Menge des jährlich über den Oberflächenabfluss ins Gewässer transportierten Phosphors um 1 Größenordnung über dem auf anderen Fließwegen ins Gewässer eingetragenen Phosphors liegt.

Was sind nun solche ungünstigen Bedingungen, welche Prozesse bewirken den Eintrag von P über Bodenerosion und welche Maßnahmen kann man dagegen setzen?

Faktoren des P Eintrags in Gewässer

Bodenerosion

Der erhöhte Eintrag von partikulär gebundenem P erfolgt – wenig überraschend – vor allem dann, wenn Flächen hohe Bodenabträge aufweisen. Die Faktoren die zu hohen Bodenabträgen führen sind, zumindest in ihren groben qualitativen Wechselwirkungen, hinlänglich bekannt, nämlich Hangneigung, Hanglänge, Erosivität der Niederschläge, Boden und Landnutzung. Die Möglichkeiten der Einflussnahme auf die Wirkung der einzelnen Faktoren sind je nach Faktor sehr unterschiedlich. Während man auf den Niederschlag und die Hangneigung praktisch keinen Einfluss hat, bestehen hinsichtlich der Hanglänge, Boden und Landnutzung Möglichkeiten einer positiven wie negativen Beeinflussung des Erosionsgeschehens, wenn auch in unterschiedlichem Maß. Die größte Sensitivität einer positiven Beeinflussung des Erosionsgeschehens besteht hinsichtlich des Einflusses der Landnutzung. So liegen der Bodenabtrag einer unbewachsenen Fläche und einer Waldfläche, als jeweilige Eckpunkte einer extremen Betrachtungsweise

Tabelle 1: Mittlere Konzentrationen an Gesamtphosphor (TP) und gelöstem Gesamtphosphor (RP < 0,45 µm) in mg l⁻¹, sowie Phosphorfrachten (in mg min⁻¹ m⁻²) beider Phosphorgruppen in Beregnungsversuchen bei italienischen und ungarischen Böden

Boden	Konzentration		Fracht	
	TP	RP	TP	RP
Riva (I)	8,8	0,23	7,0	0,18
Tetto Frati (I)	7,6	0,12	5,9	0,09
Somogybabod (HU)	79,0	0,01	52,2	0,01
Nagyhorvati (HU)	10,8	0,14	4,3	0,06

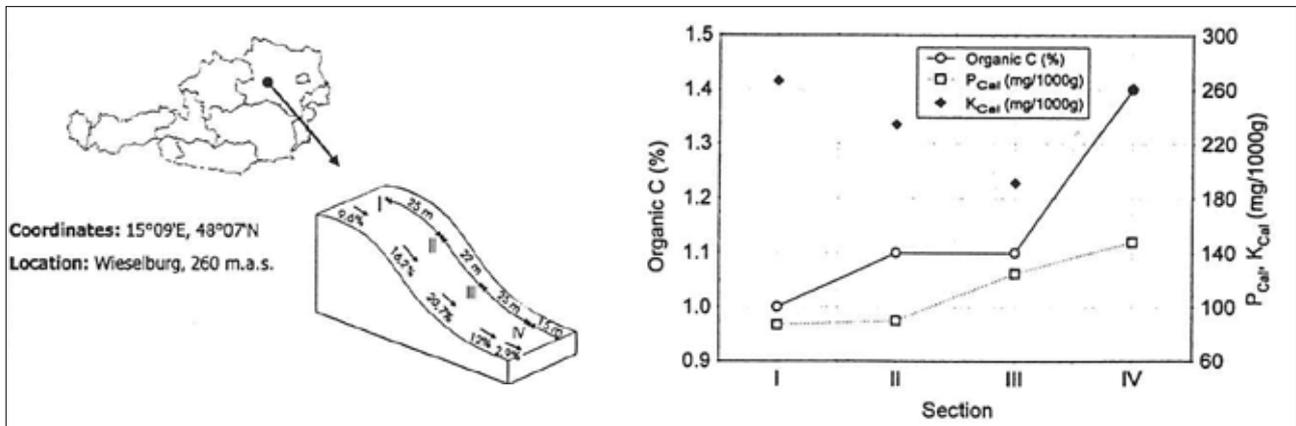


Abbildung 3: Veränderung von organischem Kohlenstoff, P_{CAL} und K_{CAL} entlang einer Erosionscatena im niederösterreichischen Alpenvorland

um einen Faktor 100 auseinander (WISCHMEIER und SMITH 1978).

Phosphorgehalt des Bodens

Neben der Größe des Bodenabtrags einer Fläche hängt die Höhe der stofflichen Belastung natürlich auch von der Menge an P im Boden ab. Typische durchschnittliche Gesamtphosphorgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden liegen in einem Bereich von 500 – 2000 mg P kg⁻¹ Boden. Der im Oberflächenabfluss transportierte, nicht an den Bodenpartikel gebundene Phosphor ist dagegen wesentlich geringer konzentriert (QUINTON et al. 2003) und liegt bei manchen Böden um mehr als zwei Größenordnungen unter den Gesamtphosphorkonzentrationen und -frachten. *Tabelle 1* zeigt dieses Verhalten anhand von Phosphorfrachten und -konzentrationen zweier ungarischer und italienischer Böden bei simulierten Starkregenereignissen.

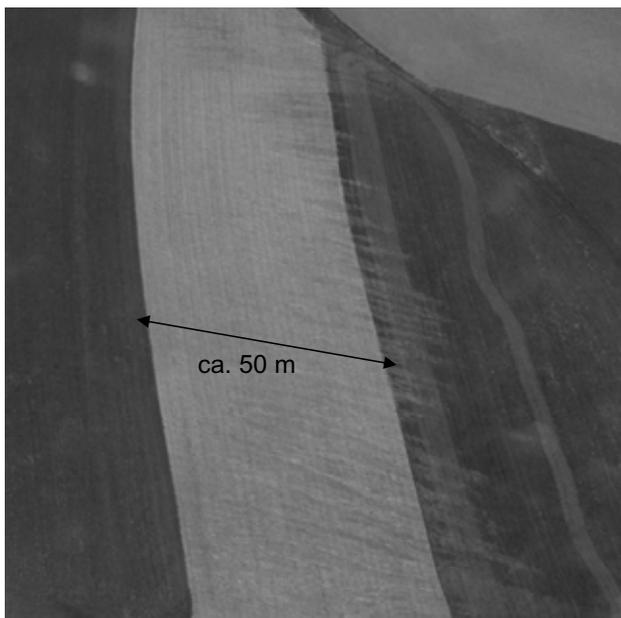


Abbildung 4: Erosion und Sedimentation am Beispiel eines Schlages im Einzugsgebiet Grub

Während des Erosionsprozesses erfolgt zusätzlich eine Anreicherung durch den bevorzugten Transport kleinerer Bodenpartikel. Dies führt dazu, dass das in die Gewässer eingetragene Sediment in der Regel eine gegenüber dem Ausgangsmaterial wesentlich veränderte Korngrößenzusammensetzung hin zu wesentlich feinerem Bodenmaterial besitzt. Da der Phosphor im Boden vor allem an die Korngrößen Ton und Schluff gebunden ist, erhöht sich durch diese Anreicherung der Phosphorgehalt des Sediments durchschnittlich um das 1,5 bis 3-fache. Die selektive Ablagerung von Schluff- und tonreichem Material während des Erosionsprozesses hat natürlich Konsequenzen für die Nährstoff- und Wasserversorgung landwirtschaftlich genutzter Flächen und damit auch für die erzielbaren Erträge. Bereiche mit bevorzugtem Bodenabtrag innerhalb eines Schlages (Oberhang, Mittelhang) weisen geringere Phosphorgehalte auf, als Bereiche, in denen eine Anlandung des erodierten Materials erfolgt (Hangfuß). *Abbildung 3* zeigt die Verteilung der Gesamtphosphorgehalte entlang einer Hangcatena im niederösterreichischen Alpenvorland (STRAUSS und KLAGHOFER 2001).

Lage der erosionsgefährdeten Flächen zum Gewässer

Neben der Höhe des Bodenabtrags und dem Phosphorgehalt des erodierten Materials ist die Lage einer Fläche innerhalb des Einzugsgebietes von entscheidender Bedeutung für eine mögliche Belastung des Gewässers. Um einen Vergleich zwischen den Größen des im Einzugsgebiet erodierten Bodens und des aus dem Einzugsgebiet ausgetragenen Sediments anstellen zu können, wurde für ein Hochwasserereignis des März 2002 eine Quantifizierung des in zwei Einzugsgebieten des niederösterreichischen Alpenvorlandes (Seitengraben, Grub) erodierten Bodens durchgeführt und mit den aus diesen Einzugsgebieten ausgetragenen Schwebstoffmengen verglichen (STRAUSS und PEINSITT 2002). Insgesamt wurden während dieses Ereignisses im Einzugsgebiet Seitengraben 108 m³ (140 t) Boden erodiert und davon 88 m³ (114 t) wieder abgelagert. Im Einzugsgebiet Grub wurden 541 m³ (703 t) Boden verlagert und 30 m³ (39 t) abgelagert. Nur ca. 20% des erodierten Bodens verließen auch das Einzugsgebiet Seitengraben. Im Einzugsgebiet

Grub waren es sogar nur ca. 2% des abgetragenen Bodens, der als Sediment das Einzugsgebiet verließ. *Abbildung 4* zeigt beispielhaft, warum diese Differenz so groß ausfallen kann. Es handelt sich um ein Foto aus dem Einzugsgebiet Grub. Die auf diesem Schlag kartierte Erosionsmenge betrug 220 m³ (290 t). Da der Schlag aber nicht direkt an einen kontinuierlichen Fließweg angrenzt, sondern in ein angrenzendes Grünlandfeldstück entwässert, wurde praktisch der gesamte Bodenabtrag wieder abgelagert. Deutlich sichtbar ist die Strecke im Grünland, die benötigt wird um das erodierte Material wieder komplett abzulagern. Es handelt sich dabei um ca. 20-30 Meter.

Schutzmaßnahmen

Es gibt eine Reihe ausgezeichneter Schutzmaßnahmen, um einerseits das Potential einer Erosionsgefährdung auf den Flächen direkt zu verringern, andererseits den Eintrag in die Gewässer zu reduzieren. Wenn auch die quantitativen Wechselwirkungen verschiedener Maßnahmen im Detail noch nicht bekannt sind, so sind doch die Effekte im Allgemeinen gut beschrieben.

Man weiß z.B., dass bei Anwendung von Mulch- oder Direktsaat eine durchschnittliche Reduktion des Bodenabtrags auf der Fläche in einer Größenordnung von mehr als 2/3 des ursprünglichen Bodenabtrags zu erwarten ist (STRAUSS et al. 2003, STRAUSS und SCHMID 2004). Es hat sich auch gezeigt, dass geeignete Maßnahmen bereits bei geringem

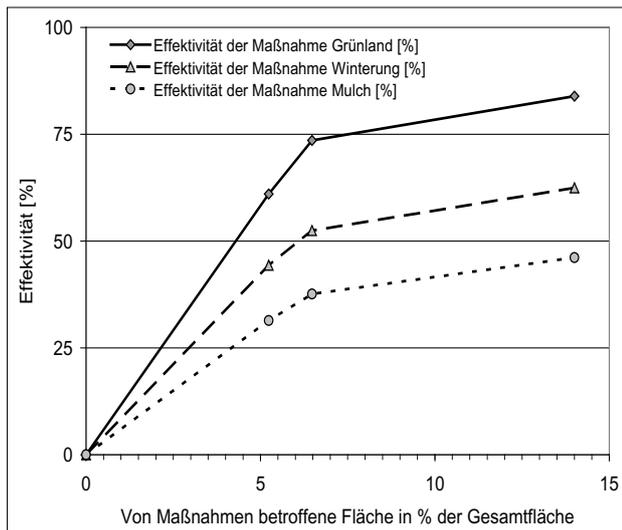


Abbildung 5: Effektivität von Grünlandnutzung, Anbau einer Winterung statt Hackfrucht und Mulchsaat bei Hackfrucht bei Anwendung auf kritischen Flächen im Einzugsgebiet Petzenkirchen

Flächenverbrauch dann hocheffizient sind, wenn sie an geeigneter Stelle (=kritische Fläche) angewendet werden (STRAUSS et al. 2007). *Abbildung 5* zeigt diesen Fall für das Einzugsgebiet Petzenkirchen, wo bereits ca. 15% der Gesamtfläche ausreichen, um eine Reduktion des Stoffeintrags um bis zu 80% zu erreichen. Für den Bereich des gewässernahen Rückhalts von Phosphor und Schwebstoff können Gewässerrandstreifen dann sinnvoll eingesetzt werden, wenn sie über eine gewisse Mindestbreite (30 m) verfügen und wenn sichergestellt wird, dass der Eintrag in den Gewässerrandstreifen in möglichst flächiger Form erfolgt. Es muss allerdings Sorge getragen werden, dass nicht bereits im Zuge des Abflussprozesses innerhalb eines Einzugsgebietes eine Bildung von linearen Abflussbahnen (Gräben etc.) erfolgt, dann nämlich ist der Einsatz von Gewässerrandstreifen, so wie er derzeit in ÖPUL gefördert wird, in Frage zu stellen (HÖSL 2009).

Literatur

- daNUbs, 2003: Water balance calculations for the case study regions in Austria, Hungary and Romania. Deliverable 1.1. of the daNUbs project (EVK1_CT-2000-00051).
- HÖSL, R., 2009: Analyse von linearen Abflusswegen und ihr Einfluss auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen. Diplomarbeit, Universität Wien.
- QUINTON, J.N., P. STRAUSS, N. MILLER, E. AZAZOGLU, M. YLIHALLA and R. UUSITALO, 2003: The potential for soil phosphorus tests to predict phosphorus losses in overland flow. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, 432-437.
- STRAUSS, P. and E. KLAGHOFER, 2001: Effects of soil erosion on soil characteristics and productivity. *Die Bodenkultur*, 52: 2, 147-153.
- STRAUSS, P. und A. PEINSITT, 2002: Die erosiven Niederschläge des März 2002 und ihre Folgen in zwei landwirtschaftlich genutzten Kleineinzugsgebieten. ALVA-Jahrestagung 2002 „Lebensmittelsicherheit pflanzlicher Produkte Obst, Wein, Gemüse“, Klosterneuburg, 27.-29.5.2002, 259-261.
- STRAUSS, P., D. SWOBODA and W.E.H. BLUM, 2003: How effective is mulching and minimum tillage to control runoff and soil loss. *Proceedings of „25 Years of Assessment of Erosion, Ghent*, 22-26 September 2003, 545-550.
- STRAUSS, P. und G. SCHMID, 2004: Einfluss von Saattechnik und Zwischenfrucht auf den Oberflächenabfluss und die Bodenerosion im Zuckerrübenbau. *Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft*, 20, 91-109.
- STRAUSS, P., A. LEONE, M.N. RIPA, N. TURPIN, J.M. LESCOT and R. LAPLANA, 2007: Cost-Effectiveness of various Best Management Practices to mitigate phosphorus and sediment transfer at the watershed scale. *Soil Use and Management*, 23 (Suppl. 1), 144-153.
- WISCHMEIER, W.H. and D.D. SMITH, 1978: Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook No. 537*.

Phosphorabschwemmung von Graslandflächen in der Schweiz - Eintragungspfade und Maßnahmen zur Verminderung

Volker Prasuhn^{1*}

Zusammenfassung

Die schweizerischen Mittellandseen weisen seit Jahrzehnten zu hohe Konzentrationen an Phosphor auf. Die Ursache ist eine zu hohe Phosphorfracht über die Zuflüsse. Vor allem die Landwirtschaft mit intensiver Tierhaltung und hohem Phosphoranfall wird für die Phosphorzufuhr in drei Luzerner Seen verantwortlich gemacht. Phosphoreinträge durch Abschwemmung und aus Drainagen von Graslandflächen sind dabei die wichtigsten Eintragungspfade. Mit nationalen und regionalen Maßnahmenprogrammen sollen diese Seen langfristig saniert werden. Umfangreiche wissenschaftliche Untersuchungen haben die Grundlagen dafür geschaffen. Die Phosphorkonzentrationen in den Seen sind erfreulicherweise stark zurückgegangen und das Sanierungsziel von $<30 \text{ mg P/m}^3$ wurde teilweise erreicht. Die gemessenen Phosphorfrachten in den Zuflüssen sind zunächst ebenfalls gesunken, allerdings sind sie immer noch zu hoch und in den letzten Jahren sogar - bisher unerklärlich - wieder angestiegen.

Schlagwörter: Phosphorverluste, Gewässerbelastung, Seesanierung, Landwirtschaft

Einleitung

Phosphor (P) ist der limitierende Faktor für das Wachstum von Algen in den Seen. Ein erhöhter Eintrag von P führt zur Eutrophierung der Seen. Der Eintrag von P erfolgt über zwei Eintragungspfade: punktuelle Quellen aus dem Siedlungsgebiet (kommunale und industrielle Kläranlagen, Regenwasserentlastungen) oder diffuse Quellen (Erosion, Abschwemmung, Auswaschung etc.) aus Landwirtschaft, Wald etc. sowie atmosphärische Deposition. Aufgrund der großen Erfolge bei der Reduktion der P-Einträge aus punktuellen Quellen hat der relative Anteil der Landwirtschaft an den Einträgen in den vergangenen Jahrzehnten deutlich zugenommen. Vor allem in intensiv genutzten Landwirtschaftsgebieten besteht noch Handlungsbedarf. Maßnahmen zur Verminderung der P-Einträge in die Gewässer aus der Landwirtschaft müssen dringend entwickelt, getestet und umgesetzt werden. Die seit 2006 laufende internationale COST869-Aktion: „Mitigation options for nutrient reduction in surface water and groundwaters“ hat sich dieser Thematik angenommen. Hier ist auch ein umfangreicher Katalog von Maßnahmen zur Verminderung diffuser Phosphor- und Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Gewässer zu finden. Neben den bekannten Erosionsproblemen in Ackerbauregionen kann

auch die P-Abschwemmung von Grasland in Regionen mit hoher Viehdichte zu Gewässerbelastungen mit P führen.

Die Phosphor-Problematik der drei Mittellandseen

Die drei Schweizer Mittellandseen Sempacher-, Baldegger- und Hallwilersee entstanden nach der letzten Eiszeit aus Toteislöchern. Die Landschaft in den Einzugsgebieten ist geprägt von intensiver Landwirtschaft mit Grünlandbewirtschaftung und Tierhaltung (*Tabelle 1*). Die Jahresniederschläge liegen bei rund $1'100 \text{ mm}$. Die Böden sind häufig schlecht durchlässige Lehme; viele Böden sind drainiert. Das Relief ist stark bewegt.

Seit den 1960er Jahren sind die P-Konzentrationen in den Seen bis in die 1980er Jahre stark angestiegen (*Abbildung 1*). Als Folge der starken Überdüngung traten ab den 1960er Jahren verschiedentlich Probleme (z.B. Sauerstoffmangel, Fischsterben, Algenblüten, Beeinträchtigung der Badequalität) in den Seen auf. Zunächst wurden Maßnahmen bei der Siedlungsentwässerung eingeleitet. Die zunehmende Intensivierung in der Landwirtschaft mit Erhöhung der Tierbestände - vor allem Schweine - verschärfte jedoch die P-Problematik zunehmend. Die P-Gehalte stiegen kontinuierlich und erreichten Maximalwerte im Sempachersee 1983 mit 164 mg P/m^3 , im Baldeggersee 1974 mit 517 mg P/m^3 und im Hallwilersee 1977 mit 260 mg P/m^3 (*Abbildung 1*). Rund 30 mg P/m^3 gelten für die drei Seen als

Tabelle 1: Kenndaten der drei Seen (Stand 2000), (Quelle: STADELMANN et al. 2005, verändert)

	Sempachersee	Baldeggersee	Hallwilersee
Seefläche (km ²)	14.4	5.2	10.2
Volumen (km ³)	0.640	0.173	0.285
Maximale Tiefe (m)	87	66	47
Mittlere Aufenthaltszeit des Wassers (Jahre)	14.9	4.2	3.9
Höhe über Meer (m)	505	463	449
Einzugsgebietsfläche (ha)	6'190	6'780	5'510*
davon landwirtschaftliche Nutzfläche (ha)	4'800	5'400	3'800
Anzahl Betriebe	350	381	289
offene Ackerfläche (% von LN)	20	25	37
Tierbestand in Düngergroßvieheinheiten	11'500	11'300	6'200
Tierbestand DGVE/ha Nutzfläche	2.6	2.2	1.7
Einwohner im Einzugsgebiet	13'000	15'000	15'000

*unterhalb Baldeggersee

¹ Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: volker.prasuhn@art.admin.ch

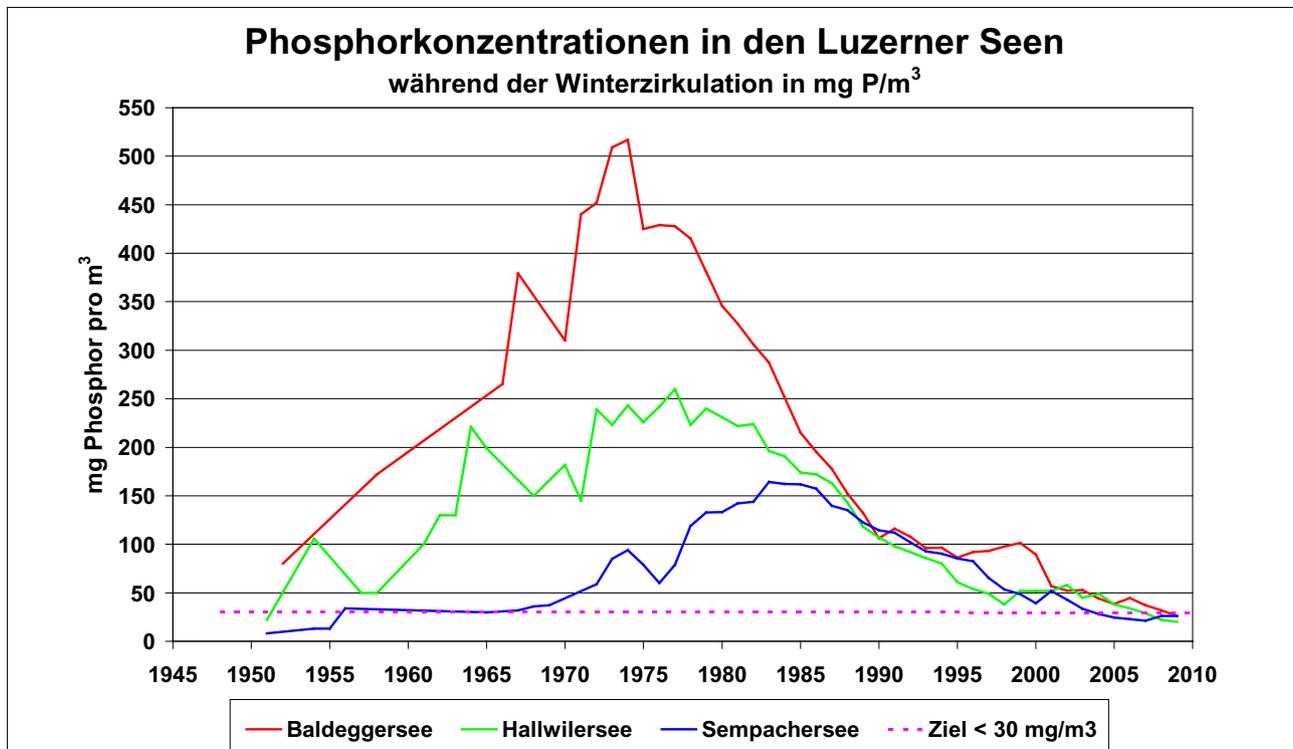


Abbildung 1: Entwicklung der P-Konzentrationen in den drei Seen von 1950 bis 2009. (Quelle: Amt für Umwelt und Energie Luzern UWE, 2009)

kritischer Wert, der nicht überschritten werden sollte. Der Baldeggersee wurde 1982 als erster der drei Seen künstlich belüftet. Eine Tiefenwasserbelüftung im Sommer mit Zufuhr von Rein-Sauerstoff und eine Zwangszirkulation im Winter mit Druckluft sollten die Sauerstoffsituation am Seegrund verbessern. Die gleichen Belüftungsanlagen wurden 1984 im Sempachersee und 1985 im Hallwilersee eingebaut. Alle drei Belüftungsanlagen sind bis heute in Betrieb, statt Rein-Sauerstoff wird im Sempachersee aber nur noch Luft im Sommer zugeführt. 1984 führte das Massenwachstum von Blaualgen zu einem katastrophalen Fischsterben im Sempachersee. Dadurch gelangte die P-Problematik schlagartig in die öffentliche Wahrnehmung. Daraufhin wurde ein Sanierungskonzept beschlossen. Neben den see-internen Maßnahmen (Belüftung) sollten nun vor allem auch see-externe Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft umgesetzt werden.

Die nachfolgende Zusammenstellung zeigt die zeitliche Entwicklung wichtiger nationaler, kantonaler oder regionaler Maßnahmen:

- Ende 1960er bis Ende der 1970er Jahre: Maßnahmen bei der Siedlungsentwässerung (Anschluss an Kläranlagen, technischer Ausbau der Kläranlagen).
- 1982: Ausbringungsverbot von Klärschlamm in der Landwirtschaft.
- 1982-84: künstliche Belüftung der Seen mit Sauerstoffeintrag ins Tiefenwasser im Sommer und durch Zwangszirkulation mit Druckluft im Winter.
- 1986: nationales Phosphor-Verbot in Textilwaschmitteln.
- 1986: Schaffung einer „Fachstelle für Ökologie“ im Landwirtschaftsamt des Kt. Luzern zur Beratung und Information der Landwirte.
- 1988: Ausscheidung eines Ufergürtels an den Seen mit Düngeverbot und Überführung in Naturschutzzonen.
- 1991: nationales Verbot von Gülleausbringung im Winter auf schneebedeckten, wassergesättigten oder gefrorenen Boden.
- 1993: Einführung von ökologischen Direktzahlungen (Anreiz für besondere ökologische Leistungen).
- 1996: Einführung des Ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN).
- 1999 - 2001: Start der P-Projekte Sempacher-, Baldegger- und Hallwilersee.
- 2002: Verordnung des Kt. Luzern über die Verminderung der Phosphorbelastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft.

Entwicklung der wissenschaftlichen Forschung an den drei Seen

Die P-Problematik der Seen stieß bei der Forschung verschiedenster Fachrichtungen und Institutionen auf reges wissenschaftliches Interesse. Im Zusammenhang mit der Belastung und Sanierung der drei Seen wurden über 200 wissenschaftliche Arbeiten publiziert (STADELMANN et al. 2002). Damit gehören die Seen, Zuflüsse und See-einzugsgebiete zu den weltweit am besten untersuchten und dokumentierten Gebieten. Im Laufe der Zeit nahmen Wissensstand und Erkenntnisgewinn stetig zu. Dies führte

aber auch zu unterschiedlichen Interpretationen bestehender Messdaten, was HOFFMANN-RIEM (2003) als ökologische Lernprozesse bezeichnet.

Neben zahlreichen Untersuchungen zur Gewässerqualität der Seen und see-internen Prozessen starteten seit den 1990er Jahren mehrere Projekte zur Erfassung der Eintragspfade von Phosphor aus der Landwirtschaft in die Zuflüsse. Nachdem BRAUN (1990) die Zusammenhänge zwischen Schneedecke, gefrorenem Boden und Gülleabschwemmung aufgezeigt hatte, begannen erste P-Abschwemmversuche mit Gülleausbringung auf Grasland-Testparzellen am Sempachersee (BRAUN et al. 1993). Von natürlichen Niederschlägen flossen durchschnittlich 1,5 bis 3% oberflächlich ab, die mittleren P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss betragen 2,9 bzw. 3,5 mg P/l an zwei Standorten über zwei Jahre, mit einer Spitzenkonzentration von 26 mg P/l nach Gülleausbringung. Weiterhin zeigten die Versuche den Einfluss der Zeitdauer zwischen Gülleausstrag und Niederschlagsereignis sowie die Bedeutung von Extremereignissen auf die Jahresfracht. Als Folge wurde ein Merkblatt zur zeitgerechten Düngung publiziert (BLW & BUWAL 2004). STAMM (1997) und STAMM et al. (1998) konnten aufzeigen, dass neben Oberflächenabschwemmung auch Drainagewasser einen wesentlichen Beitrag zur P-Fracht leisten kann. Durch schnellen Transport von der Bodenoberfläche zur Drainage über präferentielle Fließwege wie Makroporen konnten sie gelöste P-Austräge von bis zu 1,29 kg P/ha pro Vegetationsperiode messen. GÄCHTER et al. (1996) und GÄCHTER und MÜLLER (1999) sahen den hohen P-Versorgungsgrad der Böden als Hauptursache für die P-Belastung des Sempachersees. Untersuchungen zur P-Verfügbarkeit der Böden (FROSSARD et al. 2005, KELLER und VAN DER ZEE 2004) und zu Maßnahmen zur Reduktion der P-Verfügbarkeit (SCHÄRER 2003) waren die Folge.

Evaluation der Ökomaßnahmen: Fallstudie Lippenrütibach

1993 wurden in der Schweiz ökologische Direktzahlungen eingeführt und damit Anreize zur integrierten Produktion (IP) und zum Bio-Landbau geschaffen. 1996 wurde der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN), der die IP ablöste, in der Bundesverfassung verankert. Der ÖLN soll u.a. dazu beitragen, die Gewässerbelastung mit Phosphor zu reduzieren. Verschiedene agrarökologische Maßnahmen sind Bestandteil des ÖLN: ausgeglichene P-Bilanz des Betriebes, geeigneter Bodenschutz, geregelte Fruchtfolge, angemessener Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen.

Um die Wirkung der Ökomaßnahmen auf die Verlustpfade beurteilen zu können, wurde als Fallbeispiel ein Zufluss zum Sempachersee, der Lippenrütibach, ausgewählt. Das Einzugsgebiet umfasst 334 ha; davon sind 255 ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN). 90% der LN sind Grasland, 10% sind offenes Ackerland. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 1'100 mm, der mittlere Jahresabfluss bei rund 600 mm. Bei den Böden dominieren mehrheitlich Braunerden und Gleye. 42% der Fläche haben gut durchlässige, 40% schlecht durchlässige Böden. 30 bis 40% der LN sind drainiert. Nach Abschätzungen von BRAUN et al. (2001)

stammten im Jahr 1998 rund 81% der P-Fracht im Lippenrütibach aus der Landwirtschaft und 7% aus Wald- und Siedlungsflächen; 12% waren natürliche Hintergrundlast.

P-Verluste durch Abschwemmung und Drainage sind gemäß Modellberechnungen in verschiedenen Regionen der Schweiz einer der wichtigsten P-Eintragspfade in die Gewässer. Vor allem in Grasland dominierten Gebieten mit hohem Viehbesatz kann es zu hohen P-Verlusten durch Abschwemmung kommen (PRASUHN und LAZZAROTTO 2005). Dabei können zum einen direkte Abschwemmungen von Hofdüngern (Gülle, Mist) nach Starkregenereignissen auftreten, zum anderen kann aber der Oberflächenabfluss auf Oberböden, die durch starke Güllendüngung in den vergangenen Jahrzehnten stark mit Phosphor angereichert worden sind, auch unabhängig von der momentanen Düngung zu hohen P-Verlusten führen (LAZZAROTTO 2004).

Um Maßnahmen zur Verringerung der P-Austräge möglichst gezielt und effizient einsetzen zu können, ist es nötig, die beitragenden Flächen zu identifizieren. Das von LAZZAROTTO (2004) entwickelte Niederschlag-Abfluss-Modell auf Einzugsgebietsebene hat gezeigt, dass im Lippenrütibach neben Niederschlagsmenge und -intensität die Durchlässigkeit der Böden und die Topografie die entscheidenden Faktoren für die Abflussprozesse sind (schneller Abfluss aus Oberflächenabfluss oder oberflächennaher Abfluss, langsamer Abfluss aus Sickerwasser); diese beiden Standortfaktoren ermöglichen somit die Ausscheidung der hauptsächlich zum Abfluss beitragenden Flächen. Der schnelle Abfluss ist für hohe P-Konzentrationen in Abflusswellen verantwortlich. Während bei kleinen Niederschlagsereignissen überwiegend die schlecht durchlässigen Böden zum schnellen Abfluss beitragen, leisten bei nassen Bodenverhältnissen oder Starkregen auch die gut durchlässigen Böden einen Beitrag (Abbildung 2). Das Niederschlag-Abfluss-Modell wurde mit einem P-Modell verknüpft (LAZZAROTTO 2004). Dabei wurden mit aus Feldversuchen abgeleiteten Parametern die P-Verluste durch die direkte Gülleabschwemmung und aus dem Bodenvorrat für die Vegetationsperiode des Jahres 1999 modelliert. Es zeigte sich, dass im Mittel nur rund 10 % der P-Fracht unmittelbar aus der Güllendüngung stammten (Gülleabschwemmung mit Oberflächenabfluss); bei Einzelereignissen betrug der Anteil allerdings bis zu 30%. Rund 90% der P-Verluste waren im Durchschnitt bodenbürtig,

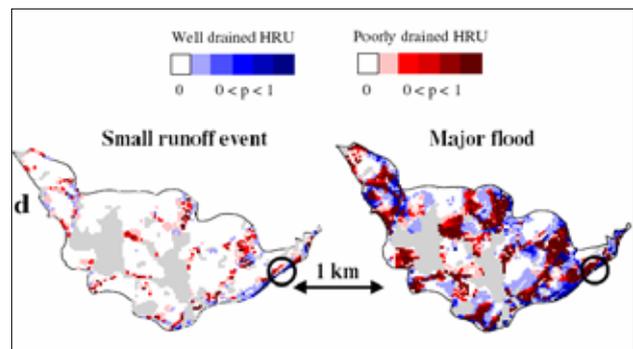


Abbildung 2: Wahrscheinlichkeit, ob eine Fläche zu Oberflächenabfluss führt, für zwei verschiedene Niederschlagsereignisse im Einzugsgebiet des Lippenrütibaches (Quelle: LAZZAROTTO 2004)

das heißt Phosphor ging bei Oberflächenabfluss aus dem Oberboden in Lösung und wurde direkt oder über Drainagen in den Lippenrütibach transportiert. Zusammenfassend lassen sich folgende Schlüsse aus den Modellierungen von LAZZAROTTO (2004) und LAZZAROTTO et al. (2006) ziehen:

- Die Unterscheidung von gut und schlecht durchlässigen Böden ist ausreichend, um mittlere und hohe Abflussereignisse gut zu simulieren.
- Das gewählte Modell kommt mit nur 10 Modellparametern aus.
- Die gleichzeitige Kalibrierung in 4 Einzugsgebieten ergibt eine robuste Parameterabschätzung.
- Neben den schlecht durchlässigen Böden tragen bei größeren Ereignissen auch die gut durchlässigen Böden maßgeblich zum Abfluss bei.
- Bei der räumlichen Verteilung der abflussbeitragenden Flächen konnte nur wenigen Flächen ein eindeutiges Risiko nachgewiesen werden.
- Die Dynamik der gelösten P-Verluste wird gut reproduziert, obwohl nur experimentelle Daten ohne weitere Kalibrierung verwendet wurden.
- Die P-Verluste aus der Bodenmobilisierung überwiegen gegenüber den P-Verlusten aus direkter Gülleabschwemmung deutlich.

Bezüglich der Evaluation des Einflusses der Ökomaßnahmen auf die P-Austräge im Einzugsgebiet Lippenrütibach ziehen PRASUHN und LAZZAROTTO (2005) folgendes Fazit:

- Der Deckungsgrad der P-Bilanz aller Betriebe im Lippenrütibach hat sich im Mittel von 150% (1992) auf 93% (2003) massiv reduziert. Da keine parzellenscharfe Düngungsplanung verlangt wird, kann aber auf einzelnen Parzellen immer noch eine P-Anreicherung stattfinden.
- Die P-Gehalte der Böden weisen zu einem großen Teil hohe Werte auf (über 50% in den P-Versorgungsklassen D und E). Viele Böden sind durch die jahrzehntelange intensive Düngung mit Phosphor übertersorgt worden und werden es teilweise immer noch.
- Witterungsbedingte Einflüsse überlagern eventuelle Wirkungen von Maßnahmen.
- Ungenauigkeiten bei der Frachtberechnung von P im Bach erlauben auch bei abflussbereinigten Jahresfrachten erst über einen Zeitraum von 6 bis 10 Jahren zuverlässige Aussagen.
- Ereignisbezogene P-Verluste, die in direktem Zusammenhang mit der Düngerausbringung stehen, haben nur einen relativ kleinen Anteil an der Jahresfracht. Dies ist ein Indiz dafür, dass heute überwiegend die «gute landwirtschaftliche Praxis» im Bereich der Düngung (z.B. Richtlinien zur Düngung zur richtigen Zeit) befolgt wird.
- Der überwiegende Teil der Jahresfracht ist bodenbürtig und stammt vor allem aus den mit Phosphor übertersorgten Böden.
- Auch wenn die P-Düngung reduziert wird, nehmen die P-Gehalte der Böden nur langsam ab. Daher kann auch die bodenbürtige P-Fracht nur sehr langsam abnehmen.

- Die große Reduktion des P-Inputs aus der Landwirtschaft (Abbau der Überschüsse) führt also nicht unmittelbar zu einer Reduktion des P-Outputs (Fracht im Bach). Eine deutliche Abnahme kann erst dann erfolgen, wenn die hohen wasserlöslichen P-Gehalte des Oberbodens abgebaut sind. Eine Reduktion der Düngung ist der richtige Weg dorthin, sie muss aber parzellenspezifisch erfolgen, das heißt die Parzellen, die hohe wasserlösliche Boden-P-Gehalte und somit ein hohes Verlustrisiko aufweisen (abflussbeitragende Flächen), sind «hot spots», auf denen eine deutlich reduzierte Düngung dringend notwendig ist.
- Das Ziel einer Reduktion der P-Belastung aus der Landwirtschaft um 50% zwischen 1990/92 und 2005 wurde nicht erreicht. Der P-Input konnte im Lippenrütibach-Einzugsgebiet zwar um rund 30% vermindert werden, und die massiven P-Überschüsse der Betriebsbilanzen wurden in ein Defizit umgewandelt. Im Bach selbst hat sich dies aber noch nicht messbar niedergeschlagen. Die Einführung der Ökomaßnahmen ist zwar über 10 Jahre her, der Zeitraum ist aber trotzdem zu kurz, um gesicherte Aussagen machen zu können.

Phosphorprojekte an den drei Mittellandseen

Da die Maßnahmen des ÖLN in besonders stark belasteten Regionen nicht – oder viel zu langsam – zum gewünschten Sanierungsziel führen dürften, wurde 1999 im Gewässerschutzgesetz ein Artikel eingeführt, durch den über die im ÖLN vorgeschriebenen Maßnahmen hinaus gehende Maßnahmen zusätzlich entschädigt werden können. In den Jahren 1999, 2000 und 2001 wurden im Sempacher-, Baldegger- und Hallwilersee solche sogenannten „Phosphorprojekte“, gestützt auf das Gewässerschutzgesetz Art. 62a, lanciert. Es werden verschiedene Maßnahmen – als Einzelmaßnahmen oder Maßnahmenpakete – angeboten und mit Beiträgen entschädigt. Die Vertragsdauer beträgt 1 - 6 Jahre, die Finanzierung erfolgt über das Bundesamt für Landwirtschaft (rund 80%) und den Kanton (rund 20%). Folgende Verträge und Entschädigungen werden angeboten: Seevertrag, verminderter Phosphoreinsatz, Direkt- und Frässaat, Puffer-, Grünland- und Erosionsschutzstreifen, Vereinbarung über die Extensivierung nicht belastbarer Flächen, Stallstilllegungen. Nachfolgend sind die Maßnahmen des Seevertrags (Stand 2009) gemäß KANTON LUZERN (2009) aufgelistet, genauere Beschreibungen und die Entschädigungsansätze sind Merkblättern des Kantons zu entnehmen.

- Die Erfüllung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) ist Voraussetzung für die Teilnahme am P-Projekt.
- An allen Gewässern besteht ein Pufferstreifen (mindestens 5 m breit).
- Mindestens 5% der LN sind als nicht düngbare Fläche beim ökologischen Ausgleich ausgeschieden.
- Die Nährstoffbilanz beim Phosphor ist kleiner oder gleich 100%. Für die Berechnung der Nährstoffbilanz wird der Phosphorgehalt der Böden berücksichtigt: Böden der Versorgungsklasse A, B, C: maximal 100% des Phosphorbedarfs; Böden der Versorgungsklasse D, E: maximal 80% des Phosphorbedarfs.

- Maximaler Phosphoraustrag pro ha LN: 87.5 kg/Jahr.
- Alle 5 Jahre Bodenanalysen.
- Zeitgerechter Hofdüngereinsatz: Ackerbau: kein Gülleinsatz 1. Oktober bis 15. Februar; Wiesland: kein Gülleinsatz 15. November bis 15. Februar.
- Keine Winterbrache. Sämtliche Ackerflächen müssen am 15. November des laufenden Jahres mit einer Kultur angesät sein. Ein Umbruch darf erst nach dem 15. Februar erfolgen.
- Alle Ackerkulturen müssen ab einer Hangneigung von 18% mit Streifenfrässaat oder Direktsaat angebaut werden.
- Anteil Futterrüben, Zuckerrüben, Kartoffeln, Silomais und Körnermais maximal 20% an der Ackerfläche (= Offene Ackerfläche und Kunstwiesen). Flächen, die mit Streifenfrässaat, Direktsaat oder Untersaat bestellt werden, zählen nur zur Hälfte.
- Bauliche Anforderungen: Waschplatz für Maschinen, Hofplatzentwässerung nicht direkt in Vorfluter, keine Schächte im Hofbereich mit direkter Einleitung in Vorfluter, keine offenen Schächte im Kulturland, doppelte Abschiebung von Verbindungsleitungen bei Güllegruben mit unterschiedlichem Niveau, dichte Hofdüngerlagerbehälter und keine Güllezapfstellen in der Nähe von Gewässern.
- Technische Strassenentwässerungen: entweder schließen, 3m breiter düngerfreier Grünlandstreifen oder 6m Radius keine Düngung.

- Jährliche Teilnahme an einer Weiterbildungsveranstaltung zum P-Projekt.

Im Antrag für „Phosphorprojekte“ muss aufgezeigt werden, welche dieser Maßnahmen in welchem Umfang nötig sind, um das Ziel zu erreichen. Modellrechnungen zur Frachtreduktion müssen zeigen, dass durch die vorgeschlagenen Maßnahmen und geschätzte Beteiligungen der Landwirtschaftsbetriebe die Sanierung innerhalb von 10 Jahren möglich ist. Dazu wurden der Maßnahmenkatalog und Reduktionspotenziale der Maßnahmen von PRASUHN et al. (1997) als Grundlage verwendet.

Die Beteiligung der Landwirte an den Projekten ist hoch, über 75% der LN ist in den Einzugsgebieten der Seen mit einer oder mehreren Maßnahmen unter Vertrag (KANTON AARGAU 2007). Die Wirkung der Maßnahmen soll durch umfangreiche Messungen in den Seen und den Zuflüssen sichtbar werden. Monatlich werden im Sempacher- und Baldeggersee an der tiefsten Stelle von der Oberfläche bis zum Grund Wasserproben entnommen (Tiefenprofil) und analysiert. Mittels Modell kann die P-Konzentration im See errechnet werden. Von 1984 bis 2000 ist die P-Konzentration im Sempachersee, von 1980 bis 1990 im Baldeggersee stark zurück gegangen, sank danach jeweils nur noch langsam ab und liegt heute im Bereich des Zielwertes (Abbildung 3).

Bei Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der gelösten P-Jahresfrachten sowie der Gesamt-P-Jahresfrachten verschiedenster Zuflüsse ist kein Trend zu erkennen. Eventuelle Wirkungen von Maßnahmen werden durch witterungsbedingte Streuungen überlagert. Der direkte Einfluss des hydrologischen Regimes kann dadurch eliminiert werden, dass die jeweils über drei Jahre gleitenden Konzentrations-Abfluss-Beziehungen mit einer Abflussverteilung eines bestimmten Jahres kombiniert werden. Deshalb wurde die zeitliche Veränderung unter der Annahme eines unveränderten Abflusses (Standardabflussjahr 1990) bestimmt (Abbildung 4). Von 1986 bis 2003 ist eine signifikante Abnahme der gelösten P-Jahresfrachten der Zuflüsse des Sempachersees erkennbar. Der Wiederanstieg seit 2004 konnte bisher nicht geklärt werden.

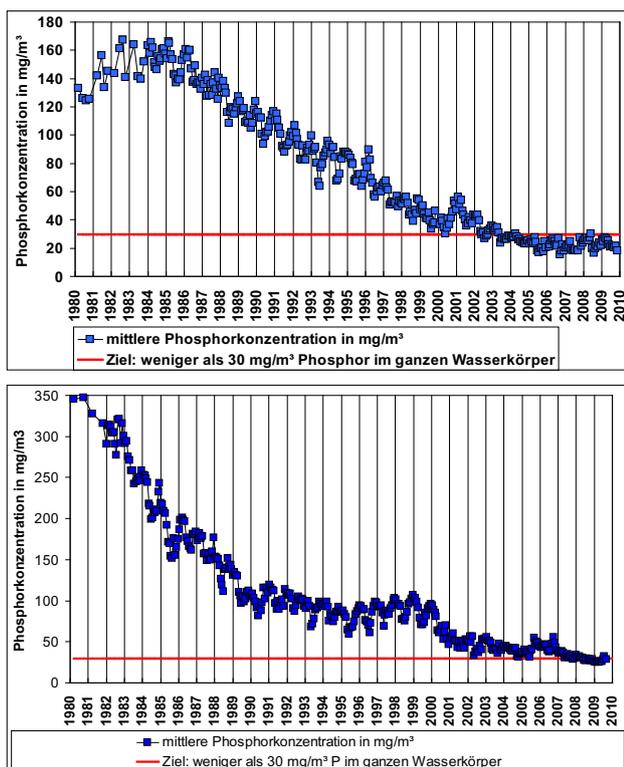


Abbildung 3: Entwicklung der monatlich gemessenen P-Konzentrationen im Sempachersee (oben) und Baldeggersee (unten). (Quelle: Amt für Umwelt und Energie Luzern, UWE 2009)

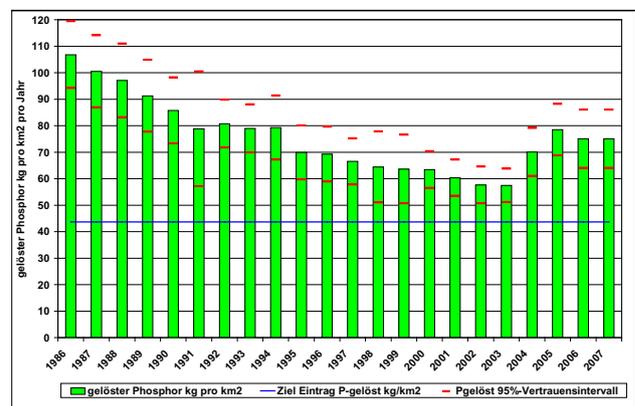


Abbildung 4: Klima unabhängige Modellrechnung der bodenbürtigen Einträge von gelöstem Phosphor in den Sempachersee aus dem gesamten Seeinzugsgebiet 1986 bis 2007. Median der Jahresflüsse = Standardabflussjahr = 1990 (Quelle: Amt für Umwelt und Energie Luzern, UWE 2009)

Fazit und Ausblick

Umfangreiche Forschungsaktivitäten haben das nötige Grundlagenwissen für die Seensanierung der Luzerner Mittellandseen geschaffen. Die Wirkungsmechanismen werden heute besser verstanden, allerdings tauchen auch immer wieder unvorhersehbare Entwicklungen und Überraschungen auf. Durch ein auf einem Anreizsystem basiertes Maßnahmenprojekt wurde ein neues Verständnis der Landwirte für die P-Problematik geschaffen, weiterhin wurde eine Sensibilisierung der Bevölkerung erreicht. Dies ist für den langfristigen Erfolg unabdingbar, denn die Seensanierung ist zeitaufwändig, braucht eine intensive Beratung und kostet viel Geld (BLUM 2005). Der bisherige Verlauf der P-Konzentrationen in den drei Seen scheint die Effizienz der „Phosphorprojekte“ zu bestätigen. Die immer noch zu hohen Frachten der Zuflüsse und der erneute Anstieg der P-Frachten in den letzten Jahren wirft aber auch Fragen auf. See-interne Prozesse – die Seen werden ja immer noch künstlich belüftet – scheinen unabhängig oder zeitlich verzögert auf die P-Zufuhr durch die Zuflüsse zu reagieren.

Die Forschungsaktivitäten in den Seen und Seeneinzugsgebieten gehen weiter. Beregnungsexperimente mit und ohne Gülleapplikation sollen zum Beispiel die Datengrundlagen für die Modellierung verbessern und das bestehende Modell von LAZZAROTTO (2004) auch für andere Einzugsgebiete einsetzbar machen (HAHN et al. 2009). Die Erkenntnis, dass nur wenige Flächen maßgeblich zur Gewässerbelastung mit Phosphor beitragen, soll im Projekt „Kartierung der beitragenden Flächen“ weiterentwickelt werden (KONZ et al. 2009).

Literatur

- BLUM, J., 2005: Maßnahmen in der Landwirtschaft für die Gesundheit des Sempachersees. In: 20 Jahre Einsatz für einen gesunden Sempachersee. Umwelt und Energie (uwe) und Landwirtschaft und Wald (lawa) Kanton Luzern, S. 89-154.
- BLW und BUWAL (Hrsg.), 2004: Merkblatt: Düngen zur richtigen Zeit, 2. unveränderte Auflage.
- BRAUN, M., 1990: Zusammenhänge zwischen Schneedecke, gefrorenem Boden und Gülleabschwemmung. Diss ETH Nr. 9170, Zürich, 220 S.
- BRAUN, M., P. HURNI und N. VONALBERTINI, 1993: Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. Landwirtschaft Schweiz 6(10), 615-620.
- BRAUN, M., C. WÜTHRICH-STEINER, N. ASCHWANDEN und F. DENOTH, 2001: Wirkungskontrolle der Öko-Maßnahmen in der Landwirtschaft. Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Abschwemmung. Bundesamt für Statistik, Statistik der Schweiz, Fachbereich 7 Land- und Forstwirtschaft, Neuchâtel, 132 S.
- FROSSARD, E., S. BOLOMEY, T. FLURA und S. SINAI, 2005: Phosphor im Boden und Düngestrategie – Der Fall Baldeggersee. Umwelt- Materialien 206, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BAFU), Bern, 65 S.
- GÄCHTER, R., A. MARES, C. STAMM, U. KUNZE und J. BLUM, 1996: Dünger düngt Sempachersee. Agrarforschung 3(7), 329-332.
- GÄCHTER, R. und B. MÜLLER, 1999: Die bodenbürtige P-Belastung des Sempachersees. Gas Wasser Abwasser 6, 460-466.
- HAHN, C., V. PRASUHN, C. STAMM und R. SCHULIN, 2009: Assessing phosphorus losses from soil and manure to enhance predictions of critical source areas. Abstract International Conference on Land and Water Degradation, Magdeburg, 64.
- HOFFMANN-RIEM, H., 2003: Die Sanierung des Sempachersees. Eine Fallstudie über ökologische Lernprozesse. Ökonom-Verlag München, 252 S.
- KANTON AARGAU, 2007 (Hrsg.): Sanierung Hallwilersee – 20 Jahre Seebelüftung. Umwelt Aargau, Sondernummer 24, 54 S.
- KANTON LUZERN, 2009: Phosphorprojekt: <http://www.lawa.lu.ch/index/landwirtschaft/phosphorprojekt-2.htm>
- KELLER, A. und S. VAN DER ZEE, 2004: Phosphorverfügbarkeit in intensiv genutzten Graslandflächen. Agrarforschung 11(9), 396-401.
- KONZ, N., M. FREY, V. PRASUHN und C. STAMM, 2009: Mapping of contributing areas for diffuse water pollution - a study of feasibility. Abstract COST869 Workshop Nottwil, 37.
- LAZZAROTTO, P., 2004: Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. Diss ETH Nr. 15857, Zürich, 166 S.
- LAZZAROTTO, P., C. STAMM, V. PRASUHN und H. FLÜHLER, 2006: A parsimonious soil-type based rainfall-runoff model simultaneously tested in four small agricultural catchments. Journal of Hydrology, 321, 21-38.
- PRASUHN, V. und P. LAZZAROTTO, 2005: Abschwemmung von Phosphor aus Grasland im Einzugsgebiet des Sempachersees. Schriftenreihe der FAL 57, Zürich, 95-107.
- PRASUHN, V., M. BRAUN und D. KOPSE ROLLI, 1997: Maßnahmen zur Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer, dargestellt am Beispiel von 20 hydrologischen Einzugsgebieten im Kt. Bern. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft Bern, 216 S.
- SCHÄRER, M., 2003: The influence of processes controlling phosphorus availability on phosphorus losses in grassland soils. Diss ETH Nr. 15312, Zürich, 140 S.
- STADELMANN, P., R. LOVAS und E. BUTSCHER, 2002: 20 Jahre Sanierung und Überwachung des Baldeggersees. Mitt. Naturforsch. Gesell. Luzern, 37, 115-164.
- STADELMANN, P., P. HERZOG und R. LOVAS, 2005: 20 Jahre Sempachersee-Sanierung. Zustandsentwicklung des Sempachersees und getroffene Gewässerschutzmaßnahmen. In: 20 Jahre Einsatz für einen gesunden Sempachersee. Umwelt und Energie (uwe) und Landwirtschaft und Wald (lawa) Kanton Luzern, S. 1-87.
- STAMM, C., 1997: Rapid transport of phosphorus in drained grassland soils. Diss ETH Nr. 12486, Zürich.
- STAMM, C., H. FLÜHLER, R. GÄCHTER, J. LEUENBERGER und H. WUNDERLI, 1998: Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. J. Environm. Quality 27(3), 515-522.

Projekt „Saubere Seen“ - Untersuchungen zu Phosphorausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen

Michael Diepolder^{1*} und Sven Raschbacher¹

Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Saubere Seen“ wurden von unterschiedlich strukturierten Wassereinzugsgebieten die ausgetragenen Phosphorfrachten ermittelt. Ein Kernpunkt lag hierbei in der Quantifizierung unterschiedlicher Austragspfade, speziell der aus landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die mittleren Phosphor-Frachten aus der LN bewegten sich in einer Spannweite von 0,20 bis 0,64 kg Gesamt-Phosphor (TP) je Hektar und Jahr. P-Austragspfade aus landwirtschaftlich genutzten Flächen waren in erster Linie die Erosion und der vertikale Austrag durch die Bodenmatrix. Der oberflächliche P-Abfluss vom Grünland spielte nur eine untergeordnete Rolle.

In einem weiteren Projektschwerpunkt wurde mit Beregnungsversuchen gezeigt, dass Starkregenereignisse direkt nach (organischer) Düngung bei Grünland über den Pfad Makroporen und Drainagen (Zwischenabfluss) erhebliche Belastungsspitzen für den P-Eintrag in Oberflächengewässer bedeuten können. Beim über die Drainage ablaufenden Wasser wurden in den Versuchen bei Gülleinjektion niedrigere P-Konzentrationen, P-Frachten und ein geringerer Anteil an partikulärem Phosphor gegenüber dem Pralltellerverfahren gemessen.

Ebenfalls konnte durch Beregnungsversuche bewiesen werden, dass bei hängigen Grünlandflächen ungedüngte Randstreifen in Gewässernähe dazu beitragen können, die P-Konzentration im abfließenden Wasser und damit den P-Austrag nach intensiven Niederschlägen signifikant zu mindern.

Einleitung

Zielsetzung des INTERREG-III-A-Projektes „Saubere Seen“ war es, im Einzugsgebiet von zwei eutrophierten Stauseen in der Oberpfalz/Bayern anhand von mehrjährigen Messreihen den Phosphoreintrag zu quantifizieren sowie Erkenntnisse über die Ursachen und Wege des Phosphoreintrags zu gewinnen und daraus Möglichkeiten zu dessen Reduzierung abzuleiten. Im folgenden Beitrag werden drei Teilprojekte des Forschungsprojektes vorgestellt und deren Ergebnisse diskutiert:

- P-Austräge aus Gebieten mit unterschiedlicher Landnutzung
- P-Austräge über Drainagen aus Grünlandflächen nach Starkregenereignissen (Beregnungsversuche)

Schlagwörter: Oberflächengewässer, Drainagen, Randstreifen, Beregnungsversuch, P-Austräge

Summary

Within the framework of the research project „clean lakes“ P-loads from different catchment areas were calculated. Primary aim was the quantification of different forms of P-losses mainly from agriculturally used areas. Mean P-loads ranged from 0.20 to 0.64 kg total P per hectare and year. P-losses from agriculturally used areas were dominated by soil erosion and leaching. P-losses from grasslands by surface runoff were of minor importance.

Our irrigation experiments showed, that intense rain events immediately after the application of an organic fertilizer to grassland soils can lead to remarkable P-inputs into surface waters through macro-pores and drainages (interflow). The injection of slurry resulted in lower P-concentrations, lower P-loads and a lower fraction of particulate P in the drain-water in comparison with slurry application by baffle.

Furthermore, our irrigation experiments showed, that unfertilized buffer-strips near surface waters can contribute to a decrease in the P-concentration of the water, that is running off from steeper slopes, resulting in lower P-outputs from grasslands after intense rain events.

Keywords: surface water, drainages, buffer-strips, irrigation experiment, P-losses

- P-Austräge aus hängigem Grünland nach Starkregenereignissen und Wirkung eines Randstreifens (Beregnungsversuche)

P-Austräge aus Gebieten mit unterschiedlicher Landnutzung

Material und Methoden

Zur Erfassung der Nährstoffeinträge in die Gewässer wurden verschiedene Messstellen eingerichtet. Um einen möglichst genauen Überblick über die verschiedenen Frachtanteile (punktuell, diffus) zu erhalten, wurde am Seezulauf des eu-

¹ Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, Lange Point 12, D-85354 FREISING

* Ansprechpartner: michael.diepolder@lfl.bayern.de

trophen Eixendorfer Stausees eine Messstelle eingerichtet, welche die Nährstoffeinträge aus dem Gesamteinzugsgebiet (GEZG) erfassen sollte. Zudem wurden in vier unterschiedlich großen (43 ha bis 289 ha) Teileinzugsgebieten (TEZG) mit unterschiedlichen Flächenanteilen an Acker-, Grünland-, Wald und Siedlungsflächen, unterschiedlicher Erosionsgefährdung der Ackerflächen sowie unterschiedlichem Grad der Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion (Viehichte, Anteil dränerter Flächen) Messstellen installiert.

An den Messstellen wurden die Nährstoffeinträge sowohl qualitativ als auch quantitativ erfasst, d.h. es wurden zum Einen die P-Konzentrationen und zum Anderen die Abflussmengen in den Fließgewässern bestimmt. Zur kontinuierlichen Probenahme an den Hauptmessstellen wurden automatische Probenehmer eingesetzt, die mit einem Einperlmodul versehen waren, welches die Pegelhöhe misst und diese in Intervallen von 15 Min. abspeichert. Aus den Pegelhöhen wurde der Durchfluss über Formeln für geeichte V-Wehre, welche in den Teileinzugsgebieten verwendet wurden, errechnet. Für die Messstelle am Seezulauf wurde der Durchfluss anhand einer gemessenen Pegel-Abflusskurve ermittelt.

Die Berechnung des durchschnittlichen jährlichen Eintrags an Gesamt-P (TP-Fracht) aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) in die Vorfluter erfolgte indirekt durch Differenzbildung. Es wurden von der (gemessenen) gesamten TP-Fracht aus einem Einzugsgebiet die aus der Literatur und eigenen stichpunktartigen Untersuchungen für die Region bekannten (hochgerechneten) TP-Frachten aus Wald, Teichwirtschaft, Siedlung und Verkehr abgezogen.

Die Ermittlung des Umfangs der jeweiligen Einzugsgebiete erfolgte mittels topographischer Karten im Maßstab 1:25.000 mit Hilfe des EDV-Programmes „ArcView“ anhand der Höhenlinien. Es erwies sich hierbei als hilfreich, vor Ort eine weitere Überprüfung vorzunehmen. Die Ermittlung der Flächengröße und Flächennutzungen erfolgte mittels Luftbilder sowie topographischer Karten in ArcView und mit Hilfe der InVeKos-Daten der bayerischen Landwirtschaftsverwaltung. Informationen zum Viehbesatz

und zur Nutzung landwirtschaftlicher Förderprogramme stammen ebenfalls aus InVeKos-Daten.

Ergebnisse

Im oberen Teil der *Tabelle 1* sind neben einer Charakterisierung der landwirtschaftlichen Nutzung die kalkulierten TP-Frachten aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den jeweiligen Einzugsgebieten dargestellt. Der untere Teil zeigt eine Abschätzung der einzelnen Herkunftsbereiche der kalkulierten TP-Fracht aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Die durchschnittlichen jährlichen TP-Frachten aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen bewegten sich in einer Spannweite von 0,20 kg TP/ha und 0,64 kg TP/ha.

Die Obergrenze der oben angegebenen Spannweite wurde im TEZG Saxlmühle erreicht. Die Erklärung für den höchsten TP-Austrag dürfte darin zu sehen sein, dass sich die landwirtschaftliche Nutzung in diesem Teileinzugsgebiet durch viehstarke Betriebe und einen hohen Anteil an vorwiegend mittel bis stark erosionsgefährdeten Ackerflächen auszeichnet. Ebenfalls stellte ein kalkulierter Anteil der Erosion von fast zwei Drittel an der gesamten TP-Fracht aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen das Maximum der vier Teileinzugsgebiete dar.

Aus den gewonnenen Erkenntnissen lässt sich somit für vergleichbare Einzugsgebiete mit einem hohen Anteil an Ackerbau in erosionsgefährdeten Lagen übertragen und belegen, dass in der Förderung von erosionsmindernden Maßnahmen wesentliche Ansatzpunkte für die Minderung von diffusen P-Austrägen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu sehen sind. Dies gerade deshalb, weil nach Analyse der Messreihen in vielen Fällen hohe P-Frachten mit hohen Abflussraten im Winterhalbjahr einhergingen, also in einer Jahreszeit, wo auf Ackerflächen häufig nur eine fehlende bis geringe Bodenbedeckung vorhanden ist.

Wie stark sich – neben einem hohen Waldanteil – eine ganzjährige Bodenbedeckung auf die Senkung der P-Frachten in Gewässer auswirken kann, zeigen die Teileinzugsgebiete Irlach und Breitenried. Zu vermerken ist allerdings, dass

Tabelle 1: Übersicht zur landwirtschaftlichen Nutzung, zur kalkulierten TP-Fracht aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche sowie Abschätzung des Anteils von TP-Frachten aus einzelnen Austragspfaden in den jeweiligen Einzugsgebieten

Parameter	TEZG Saxlmühle	TEZG Irlach	TEZG Zillendorf	TEZG Breitenried	GEZG Eixendorf
Flächennutzung der LN (%)					
- Grünland	24	50	58	70	49
- Acker	76	50	42	30	51
- davon mittel – stark erosionsgefährdet	70	52	61	0	n.b.
Besonderheiten	Verrohrung	viele Dränagen	viel Klee gras	extensives GL	-
Ø Viehbesatz (GV/ha LN)	1,8	1,8	1,6	1,1	1,7
Ø TP-Fracht aus LN (kg TP/ha u. Jahr)	0,64	0,47	0,55	0,20	0,56
	Anteil unterschiedlicher Austragspfade an der TP-Fracht aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche (in %)				
Oberflächenabfluss Grünland	2	8	5	14	3
Erosion von Ackerflächen	65	47	48	18	60
Sickerw., Zwischenabfluss, Dränagen	33	45	47	67	37

auch in Irlach und Breitenried deutliche Unterschiede in Bezug auf die TP-Frachten aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche bestanden. Dabei ließ sich für das TEZG Irlach ein wesentlich höherer mittlerer TP-Austrag (0,47 kg TP/ha und Jahr) aus der LN ableiten als für das TEZG Breitenried (0,20 mg TP/ha und Jahr). Verständlich wird dies, wenn man berücksichtigt, dass beim TEZG Irlach der Ackeranteil an der LN – bei nicht unerheblicher Erosionsgefährdung – sowie der durchschnittliche Viehbesatz wesentlich höher lagen als beim TEZG Breitenried.

Mit einem P-Austrag aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) von durchschnittlich 0,20 kg TP/ha und Jahr (entsprechend 0,46 kg P_2O_5) wies das TEZG Breitenried den geringsten P-Austrag aller Einzugsgebiete auf. Ursache dafür sind die extensive Form der Landwirtschaft, bestehend aus einem hohen Grünlandanteil (70 % der LN), einer vergleichsweise geringen Viehdichte (1,1 GV/ha) und Ackerflächen (30 % der LN), die keine bedeutende Erosionsgefährdung aufwiesen. Die in Breitenried gewonnenen Erkenntnisse können als ein Beispiel dafür gewertet werden, bis zu welcher Grenze sich diffuse P-Belastungen aus der Landwirtschaft senken lassen. Aber auch hier besteht ein in der Relation (siehe *Tabelle 1*) bemerkenswert hoher vertikaler P-Austragspfad durch Sickerwasser, Zwischenabfluss und/oder evtl. Drainagen. Dieser dürfte sich in der Praxis kaum senken lassen.

Schlussfolgerung

Unter Berücksichtigung der wichtigen Tatsache, dass die P-Konzentration im Zulauf nicht identisch mit der P-Konzentration im See sein muss, lässt sich vorsichtig folgender Schluss ziehen: Nur extrem extensive, grünland- und walddreiche Landnutzungssysteme in Kombination mit einer optimalen Abwassersituation im Siedlungsbereich können eine für touristische Zwecke befriedigende Gewässerqualität des Eixendorfer Stausees gewährleisten. Gegenwärtig ist dies aber unter den gegebenen regionalen Verhältnissen nicht der Fall, wie die Ergebnisse zeigen. Vielmehr wurden selbst beim TEZG Breitenried bei weitgehender Ausschöpfung landwirtschaftlicher Extensivierungsmöglichkeit, einem hohem Grünland- und Waldanteil mit 0,09 mg TP/l wesentlich höhere P-Konzentrationen gemessen, als dies für mesotrophe Verhältnisse in stehenden Gewässern (ca. 0,03 mg TP/l) erforderlich wäre. Das heißt selbst wenn alle landwirtschaftlichen Nutzflächen des GEZG langfristig den gleichen vergleichsweise niedrigen P-Austrag wie die Flächen des TEZG Breitenried hätten und gleichzeitig alle anderen Rahmenbedingungen gleich blieben, bliebe der Eixendorfer Stausee eutroph.

Hier zeigen sich demnach Grenzen des möglichen Gewässerschutzes. Es zeigt sich aber auch die nicht vollständig aufzuhebende Diskrepanz zwischen einer seit langem bestehenden landwirtschaftlich betonten Flächennutzung unter gegebenen ökonomischen Rahmenbedingungen einerseits sowie den aus gesamtgesellschaftlicher Sicht ebenfalls nachvollziehbaren gestiegenen Anforderungen (Freizeit, Tourismus) an die Gewässerqualität neu geschaffener (flacher) Seen, die ursprünglich primär dem Hochwasserschutz dienen sollten. Wohl aber weisen die Ergebnisse

des Forschungsprojekts darauf hin, dass durchaus noch reale Optimierungsmöglichkeiten sowohl im kommunalen Abwassersektor als auch in der landwirtschaftlichen Produktionstechnik bestehen, die es auszuschöpfen gilt.

P-Austräge über Dränagen aus Grünlandflächen nach Starkregenereignissen (Berechnungsversuche)

Einleitung

Während die Erosion als Eintragspfad bereits gemeinhin bekannt ist, hat die Bedeutung anderer P-Eintragspfade in Gewässer erst in jüngerer Zeit wissenschaftliche Beachtung erlangt. Dazu zählt auch der P-Austrag aus der Fläche durch Zwischenabfluss über Makroporen („perferential flow“) nach unmittelbar auf Düngungsmaßnahmen folgenden Starkregenereignissen (WITHERS et al. 2003). Dabei kann der Austrag aus Drainagen auch als Teil des Zwischenabflusses angesehen werden. Nach Ergebnissen der o.g. Autoren können Starkregenereignisse nach Düngungsmaßnahmen mehr als 50 % des gesamten jährlichen P-Austrages bewirken.

Es soll an dieser Stelle deutlich herausgestellt werden, dass es sich bei der Versuchsanstellung (siehe Material und Methoden) um eine „Worst-Case-Situation“ handelt, die jedoch durchaus realitätsbezogen ist, bedenkt man die Auswirkungen von kräftigen Gewitterregen. In diesem Zusammenhang wurde auch der Frage nachgegangen, ob und inwiefern unter derartigen Bedingungen Unterschiede hinsichtlich der Gülleapplikations-Technik bestehen.

Material und Methoden

Die im folgenden beschriebenen Messungen wurden auf natürlichem Dauergrünland auf Pseudogley mit optimaler P-Versorgung (Stufe „C“, 14 mg P_2O_5 /100g Boden) eines landwirtschaftlichen Betriebes im Einzugsbereich des „Eixendorfer Stausees“ (Landkreis Schwandorf/Oberpfalz) durchgeführt. Die Versuchsanlage bestand aus fünf nebeneinander liegenden Plots von je 150 m² (30 m x 5 m) Größe über einem bereits vorhandenen Drainagesystem (Sauger in 70 cm Tiefe mit 7 cm Durchmesser). Jeder Plot befand sich dabei mittig über je einem Drän. Der schematische Aufbau

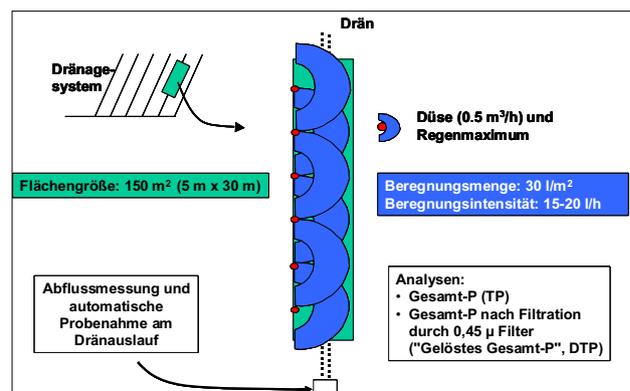


Abbildung 1: Aufbau und Durchführung der Berechnungsversuche

des Versuchs wird in *Abbildung 1* gezeigt. Die einzelnen Berechnungen wurden zu Vegetationsbeginn und bei geeignetem Wetter nach jedem Schnitt durchgeführt. Die Versuche wurden in einem dreijährigen Zeitraum durchgeführt.

Da die Böden naturgemäß unterschiedliche Ausgangswassergehalte aufwiesen, erfolgte am Abend vor der Gülleapplikation und dem künstlichen „Starkregenereignis“ solange eine Vorwässerung, bis der jeweilige Drän anfang zu laufen. Als Varianten wurden untersucht: Beregnung ohne Gülleapplikation (Null), Beregnung unmittelbar nach oberflächlicher Gülleausbringung mit Prallteller und praxisüblicher Technik (Gülle-Prall) sowie Beregnung nach Gülleapplikation mittels Injektion in 2 cm Tiefe (Gü-Inj.), wobei auch das hierfür verwendete Gerät in der Region in der Praxis eingesetzt wurde. Bei beiden Güllevarianten wurden einheitlich jeweils 25 m² Rindergülle, entsprechend im Mittel ca. 15 kg P (bzw. ca. 34 kg P₂O₅) ausgebracht. Die drei Versuchsvarianten rotierten im Verlauf der insgesamt drei Untersuchungsjahre auf den fünf Plots, so dass eine gleichmäßige Verteilung der Versuchsvarianten (Randomisierung) über einen räumlich-zeitlichen Ansatz erzielt wurde. Die Abflussmessung und Probenahme für die P-Bestimmung im Labor erfolgte automatisch jeweils am

Ende eines Dräns, der zu diesem Zweck aufgegraben und mit einem automatischen Probenehmer bestückt war. Das Dränwasser wurde auf Gesamt-P (TP) und nach Filtration durch einen Filter mit 0,45 Mikrometer Durchmesser auf „Gelöstes Gesamt-P“ (DTP) untersucht.

Hingewiesen sei, dass Phosphor in Tabellen und Text als Rein-P und nicht als Oxidform angegeben ist, sofern dies nicht ausdrücklich anders dargestellt ist.

Ergebnisse und Diskussion

Bei der gewählten Beregnungsintensität und -menge betrug die durchschnittliche Abflussrate 13 % (4,0 l/m²). Trotz der Vorwässerung der Parzellen am Abend vor der eigentlichen künstlichen Beregnung schwankten die Abflüsse am Drän, die P-Konzentrationen und die ausgetragenen P-Frachten selbst bei gleichen Varianten in einem weiten Rahmen. Dies erfordert eine differenzierte Betrachtung.

Mittlere P-Austräge

Tabelle 2 zeigt, dass im Mittel aller Versuche nach einem künstlichen „Starkregenereignis“ über die Drainage ohne Gölledüngung 45 g Gesamtphosphor (TP), nach Gülleappli-

Tabelle 2: P-Frachten und P-Konzentrationen im Drainageabfluss nach künstlich erzeugten Starkregenereignissen

Parameter	Gesamt-Mittel (n = 29)	Effekt Varianten (Pr>F)		Varianten		
				ohne Gülle (n = 10)	G-Prall (n = 9)	G-Inj. (n = 10)
Abfluss am Drän (l/m ²)	4,0	0,176 n.s.	Mittel v (%) Min - Max	5,6 a 77 0,9 - 15,8	3,0 a 70 0,3 - 6,0	3,4 a 76 0,8 - 8,8
Düngung (kg TP/ha)	14,2 (n = 19)	0,680 n.s.	Mittel v (%) Min - Max	-	13,9 a 27 10,0 - 19,7	14,6 a 23 10,0 - 19,7
TP-Fracht (g/ha)	150	0,008 **	Mittel v (%) Min - Max	45,4 bc 62 4 - 82	299,8 a 95 42 - 960	120,0 b 72 34 - 317
DTP-Fracht (g/ha)	69	0,028 *	Mittel v (%) Min - Max	34,6 b 68 2 - 72	115,3 a 88 13 - 282	61,6 ab 60 13 - 126
DTP/TP (%)	57	0,0005 ***	Mittel v (%) Min - Max	75 a 23 49 - 95	40 c 40 7 - 57	54 b 32 33 - 93
Konz. TP (mg/l)	5,4	< 0,0001 ***	Mittel v (%) Min - Max	0,85 bc 47 0,49 - 1,81	12,02 a 61 3,0 - 24,2	3,89 b 33 2,1 - 6,0
Konz. DTP (mg/l)	2,1	< 0,0001 ***	Mittel v (%) Min - Max	0,63 c 47 0,25 - 1,20	3,90 a 47 1,5 - 6,1	2,01 b 34 1,1 - 3,4

Erklärungen zu *Tabelle 2*:

Effekt Varianten Pr>F: Höhe der Irrtumswahrscheinlichkeit (z.B. 0,176 = 17,6%), dass signifikante Effekte zwischen den Varianten vorhanden sind. Eine Irrtumswahrscheinlichkeit von >0,05 bedeutet definitionsgemäß, dass keine signifikanten Unterschiede (n.s.) zwischen den Varianten vorliegen. Von signifikanten Unterschieden (*) spricht man, wenn die Irrtumswahrscheinlichkeit zwischen >0,01 und 0,05 liegt. Eine Irrtumswahrscheinlichkeit im Bereich von >0,001 bis 0,01 wird als hoch signifikant (**) und eine solche von 0,001 und kleiner als sehr hoch signifikant (***) bezeichnet.

Mittelwerte: Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Mittelwertsunterschiede bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%.

v (%): Der Variationskoeffizient (Standardabweichung*100/Mittelwert) erlaubt einen Vergleich der Streuung der Einzelwerte um den Mittelwert bei verschiedenen Merkmalen, unbeeinflusst von der Art und Größe des Mittelwertes. So zeigt z.B. bei der Variante „G-Prall“ der Vergleich der Variationskoeffizienten zwischen der TP-Fracht (95%) und der TP-Konzentration (61%), dass bei letzterer die Einzelwerte relativ betrachtet wesentlich weniger um den Mittelwert streuten.

kation mit Prallteller 300 g TP und nach Gülle-Injektion 120 g TP pro Hektar ausgetragen wurden. Der maximale P-Austrag (siehe Gülle-Prall_{max.}) erreichte einen Wert von knapp einem Kilogramm Gesamt-Phosphor (TP), was 2,2 Kilogramm P₂O₅ pro Hektar entspricht. Bezogen auf die über die Gülle ausgebrachte P-Menge betrug der apparente, d. h. scheinbare Verlust des Gülle-TP [(Gülle-TP – Null-TP)/Dünge-TP] am Drain 0,5 % bei Schlitztechnik bzw. 1,8 % beim Pralltellerverfahren, erreichte bei letzterem aber im Maximalfalle eine Höhe von rund 5 %.

Diese Zahlen erscheinen auf den ersten Blick niedrig, insbesondere wenn man die im Vergleich dazu die verhältnismäßig hohe Nährstoffmenge von 30-35 kg Phosphor bzw. 70-80 kg P₂O₅ pro Hektar gegenüberstellt, die bei den gegebenen Standortverhältnissen vom Grünland abgefahren werden (LfL, 2007).

Jedoch ist zu berücksichtigen, dass unter den gewählten Versuchsbedingungen bereits ohne Düngung im Mittel 8 %, bei flächiger Gülledüngung über 50 % und bei der flachen Gülleinjektion ca. 20 % von der gesamten durchschnittlichen jährlichen P-Fracht aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen (0,56 kg TP/ha) im Einzugsgebiet des Eixendorfer Stausees erreicht wurden. Versuchsergebnisse von DIEPOLDER et al. (2006) ergaben bei undrainiertem Grünland im Allgäuer Alpenvorland einen jährlichen P-Austrag aus dem Wurzelraum in einer Größenordnung von ca. 300-400 g TP bzw. 0,7-0,9 kg P₂O₅ pro Hektar und Jahr. Bezieht man die Extremwerte von *Tabelle 2* in die Betrachtung mit ein, so wird die Bedeutung des Zwischenabflusses aus Drainagen – und der damit verbundenen P-Fracht – gerade nach direkt auf Düngungsmaßnahmen folgenden Starkregenereignissen ersichtlich.

Es wird deutlich, dass die Technik der Gülleapplikation eine bedeutende Rolle zu spielen scheint. Bemerkenswert ist aber auch, dass bei fehlender Düngung vor einem Starkregenereignis Phosphor ausgetragen wurde.

Beziehung zur Abflussmenge

Relativ unabhängig von den Varianten schwankten die Abflüsse am Drain wohl aufgrund der räumlichen und zeitlichen Variabilität des Porensystems zwischen 0,3 und 16 l/m². Aus *Abbildung 2* und *Tabelle 3* geht hervor, dass - trotz der

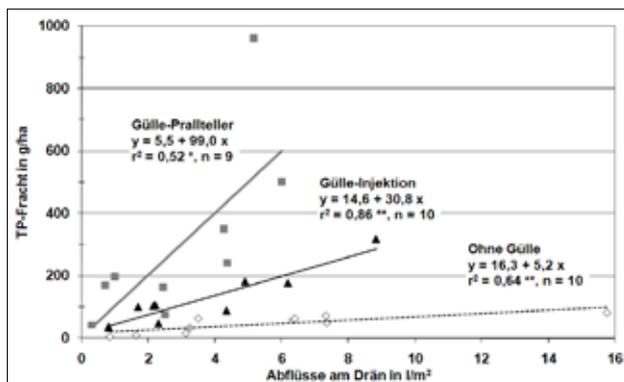


Abbildung 2: Beziehungen zwischen Abfluss-Menge und Austrag an Gesamt-Phosphor (TP) bei verschiedenen Düngungsvarianten

Tabelle 3: Beziehung zwischen Abflussmenge am Drain [x (l/m²) und P-Fracht [y (g/ha TP, DTP)] sowie P-Konzentration [y (mg/l TP, DTP)]

y	Varianten		
	ohne Gülle (n = 10)	G-Prall (n = 9)	G-Inj. (n = 10)
Fracht TP	y = 16,3 + 5,23x r ² = 0,64 **	y = 5,5 + 99,00 x r ² = 0,52 *	y = 14,6 + 30,77 x r ² = 0,86 **
Fracht DTP	y = 9,0 + 4,61x r ² = 0,70 **	y = 18,1 + 44,9 x r ² = 0,84 ***	y = 18,8 + 12,47 x r ² = 0,77 ***
Konz. TP	r ² = 0,02 n.s.	r ² = 0,18 n.s.	r ² = 0,20 n.s.
Konz. DTP	r ² < 0,01 n.s.	r ² < 0,01 n.s.	r ² = 0,21 n.s.

starken Streuung - mit steigender Abflussmenge bei allen Varianten eine kontinuierliche und signifikante (r² = 0,52 bis 0,86) Zunahme der ausgetragenen TP- und DTP-Frachten zu verzeichnen war.

Dabei war der Anstieg der TP-Fracht mit zunehmender Abflussmenge bei breitflächiger Gülleausbringung mit dem Prallteller um den Faktor 19 und bei Gülleinjektion um den Faktor 6 höher als bei der Kontrollvariante (Verlagerung von Boden-TP). Für das gelöste Phosphor (DTP) wurden bei den Güllevarianten ebenfalls signifikante, jedoch deutlich weniger steile Anstiege gemessen (siehe *Tabelle 3*). Das Verhältnis von „Gülle-Prall“ und „Gülle-Inj.“ zu „Null“ betrug hier ca. 10:1 bzw. 2,7:1. Damit zeichnete sich für beide P-Fractionen eine ähnliche Abstufung zwischen den beiden Gülle-Applikationstechniken zugunsten der Injektion ab.

P-Formen

Bei der ungedüngten Kontrollvariante bestand der ausgebrachte Phosphor weitestgehend aus gelöstem Phosphor, während bei der Ausbringung mit dem Prallteller rund 60 % und bei Gülleinjektion rund 50 % der am Drain abgelassenen P-Fracht aus partikulärem Phosphor bestand (siehe *Tabelle 2*). Der insgesamt höhere Anteil an partikulärem Phosphor am ausgebrachten Gesamt-P bei den Güllevarianten bzw. der niedrigere Anstieg an DTP im Verhältnis zu TP (siehe *Tabelle 3*) kann als ein deutlicher Hinweis darauf angesehen werden, dass nur ein geringer Teil des Dünger-P über die Bodenmatrix in die Drainagen gelangt, sondern der Haupt-Eintragspfad direkt über die Makroporen erfolgt. Beispiele für derartige Makroporen sind Regenwurmgänge, abgestorbene Wurzelgänge oder Schrumpfrisse. Gülle-Phosphor, welcher breit verteilt auf der Oberfläche liegt (Ausbringung mit Prallteller), scheint nach Starkregenereignissen stärker von der Auswaschung betroffen zu sein als in den Boden injizierter bzw. nicht-flächig applizierter Phosphor.

P-Konzentration

Aus ökologischer Sicht ist neben der P-Fracht auch die Konzentration im Drainwasser entscheidend. Interessanterweise bestand bei keiner Variante eine Beziehung zu der Abflussmenge (r² = 0,01 bis 0,21, siehe *Tabelle 3*). Dies lässt darauf schließen, dass im Falle hoher anfallender Wassermengen aus den Drainagen nicht zwangsläufig mit niedrigen Nähr-

stoffkonzentrationen („Verdünnungseffekt“) des von der Fläche abfließenden Wassers zu rechnen ist.

Zwischen den einzelnen Varianten zeigten sich im Mittel signifikante Unterschiede bei den TP- und DTP-Konzentrationen, wobei auch hier durch die organische Düngung und insbesondere bei der oberflächlichen Ausbringung ein deutlicher Anstieg der P-Konzentrationen gegenüber der Kontrollvariante (Null) zu verzeichnen war. So betragen die P-Konzentrationen im Drainagewasser nach Starkregen bei der Variante ohne vorherige Gülleapplikation im Mittel 0,85 mg TP/l bzw. 0,63 mg DTP/l. Diese Werte erhöhten sich bei der flachen Gülleinjektion nur tendenziell auf 3,9 mg TP/l bzw. 2,0 mg DTP/l. Sie stiegen jedoch im Falle des konventionellen Pralltellerverfahrens sprunghaft und hoch signifikant absicherbar auf 12,0 mg TP/l bzw. 3,9 mg DTP/l an (siehe *Tabelle 2*). Hingewiesen sei auch auf die großen Streuungen (Minimum bis Maximum) der aufgetretenen P-Konzentrationen bei den Einzelmessungen. Bemerkenswerterweise wies das relative, auf den Mittelwert bezogene Streuungsmaß (Variationskoeffizient) bei der Gülleinjektion den niedrigsten Wert auf.

Bei mehrjährigen Untersuchungen von Saugkerzenanlagen unter Wirtschaftsgrünland fanden DIEPOLDER et al. (2006) unter organisch gedüngten Parzellen durchschnittliche P-Konzentrationen von 0,04-0,39 mg TP/l im langsam dränenden Bodenwasser. Hierbei zeichnete sich nicht eindeutig eine erhöhte P-Belastung bei gedüngten gegenüber ungedüngten Varianten ab. Vergleicht man diese Werte mit den in *Tabelle 2* aufgeführten Konzentrationen von ca. 4-12 mg TP/l, so liegen die auf drainiertem Grünland gemessenen P-Konzentrationen in Drainagewasser um etwa ein bis zwei Zehnerpotenzen höher. Folglich stellen Starkregenereignisse, welche unmittelbar auf Gülledüngung folgen, nicht nur wegen der ausgetragenen P-Frachten, sondern auch hinsichtlich der auftretenden hohen P-Konzentrationen im abfließenden Drainagewasser Phosphor-Belastungsspitzen für Gewässer dar.

Fazit und Ausblick

Starkregenereignisse nach Düngungsmaßnahmen können nicht nur im Ackerbau, sondern auch auf Wirtschaftsgrünland über Drainagen gerade im Einzugsbereich von sensiblen Oberflächengewässern ökologisch bedenklich sein. Die daraus resultierende Konsequenz, Güllegaben vor zu erwartenden starken Niederschlägen zu unterlassen, führt zweifelsohne zu einem gewissen Zielkonflikt zwischen der Abwägung von P-Verlusten in Oberflächengewässer und Ammoniak-Verlusten in die Luft. Zudem stößt sie in der Praxis auch auf Probleme bezüglich der Wettervorhersage („Normaler Regen oder Starkregen?“)

Durch die Wahl der Gülleapplikationstechnik können P-Einträge verringert werden. Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass bei flacher Injektion („Gülle-Schlitz“) die TP-Frachten aus der Drainage um ca. 60 % gegenüber dem Pralltellerverfahren (flächige Applikation) reduziert wurden. Inwieweit dies auch für andere nicht-flächige Applikationstechniken wie Schleppschlauch- und Schleppschuhverfahren zutrifft, konnte in diesem Projekt aus Gründen des Versuchsumfanges nicht vollständig geklärt werden.

Allerdings deuten jüngere Untersuchungen des österreichischen Bundesamtes für Wasserwirtschaft (STRAUSS, pers. Mitteilung) in der bayerisch-österreichischen Grenzregion (Landkreis Traunstein) diesbezüglich ebenfalls positive Effekte an. Es besteht aber noch weiterer Forschungsbedarf.

P-Austräge aus hängigem Grünland nach Starkregenereignissen und Wirkung eines Randstreifens (Beregnungsversuche)

Einleitung

Das nachfolgend dargestellte dritte Teilprojekt beschäftigt sich mit der Frage, ob bzw. inwieweit sich bei hängigen und an Oberflächengewässer angrenzende Grünlandflächen durch ungedüngte Randstreifen eine Minderung des P-Austrags erreichen lässt. Dies speziell bei Starkregenereignissen, welche kurz auf eine Gülledüngung folgen.

Material und Methoden

Drei Versuchsglieder wurden hinsichtlich ihres Abflussverhaltens und P-Austrages verglichen: Eine Kontrollvariante ohne Düngung (1) sowie bei zwei mit Gülle gedüngten Varianten eine solche ohne Randstreifen (2) und eine weitere, wo zwischen der begüllten Fläche und der Abflusserfassung ein 5 m breiter ungedüngter Randstreifen (3) lag. Das Versuchsprinzip und den Versuchsaufbau verdeutlicht *Abbildung 3*. Bei den Varianten 2 und 3 wurde die Gülle (ca. 25 m³/ha mit ca. 5,0 % TS) per Hand mit einer Gießkanne kurz vor der Beregnung ausgebracht. Damit wurden durchschnittlich ca. 10 kg Gesamt-P/ha (TP in Elementform) bzw. 23 kg P₂O₅/ha (Oxidform) gedüngt; etwa ein Viertel des TP lag als „löslicher“ - d. h. einen Mikrofilter passierbarer - Phosphor (DTP) vor. Anzumerken ist, dass auf dem Praxisschlag (ca. 3 ha mit 14 % Gefälle) die drei Varianten nicht zu einem einzelnen Beregnungstermin zusammen geprüft wurden. Vielmehr wurde die Untersuchungsreihe folgendermaßen durchgeführt: Während der jeweils mehrere Tage dauernden „Versuchsperioden“ vom Frühjahr bis Herbst 2004 wurde zu den ortsüblichen Düngungsterminen (niedriger Grünlandbestand im Frühjahr bzw. kurz nach den Schnitten) pro Tag

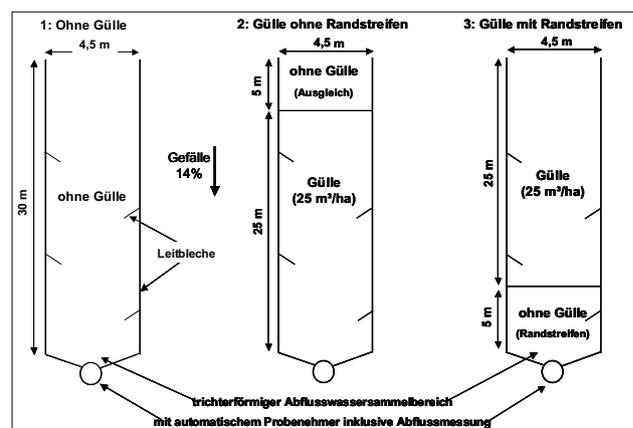


Abbildung 3: Darstellung von Versuchsaufbau, Varianten und Abflussmessung

eine Variante durchgeführt. Die einzelnen Varianten waren auch nicht ortsgebunden, sondern wechselten über den Praxis Schlag, womit eine räumlich-zeitliche Randomisierung erreicht wurde. Es wurden pro Versuchsglied während jeder Versuchsperiode in der Regel mehrere Wiederholungen durchgeführt. Die Versuchsanordnung erfolgte in der Weise, dass bei allen Varianten nicht nur die begüllte Fläche (25 x 4,5 m) sondern auch die berechnete Fläche (30 x 4,5 m) stets gleich war. Somit erklärt sich die in *Abbildung 3* ersichtliche Ausgleichsfläche bei Variante 2. Dadurch sollte erreicht werden, dass das Wasser bei allen drei Varianten stets über die gleiche Flächengröße läuft. Mittels eines Leitblechsystems wurde das Wasser sowohl innerhalb der Versuchspartelle gehalten als auch die Ausbildung bevorzugter Fließwege entlang der Seitenleitbleche verhindert.

Mit einer Berechnungsanlage wurden künstlich Starkregenergebnisse simuliert. Da während der einzelnen Versuchstage im Boden unterschiedliche Feuchteverhältnisse vorlagen, erwies es sich methodisch in Hinblick auf eine geeignete Auswertung am günstigsten, die Berechnung und Abflussmessung in folgender Weise durchzuführen: Es wurde so lange berechnet, bis der Abfluss begann und die bis dahin ausgebrachte Wassermenge festgehalten. So konnten „einheitliche Ausgangsvoraussetzungen“ geschaffen werden. Dann wurde die Wassermenge stufenweise um je 5 l/m²

erhöht. Pro Stufe wurde jeweils der entsprechende Abfluss aufgefangen, dann erst weiter berechnet. Dadurch erhielt man eine einheitliche Berechnungssteigerungsreihe (5, 10, 15, 20, 25, 30 l/m²) „nach Abflussbeginn“.

Die Erfassung des Wasserabflusses und die Probenahme erfolgten automatisch. Im aufgefangenen Wasser wurden die Konzentrationen an Gesamt-P (TP) und an „löslichem“, Phosphor (DTP) bestimmt. Dadurch konnten die dazugehörigen, auf einen Hektar bezogenen TP/DTP-Frachten errechnet werden.

Ergebnisse und Diskussion

Wirkung des Randstreifens bei Starkregen

Bezogen auf die über die Gülle ausgebrachte durchschnittliche TP-Menge von 12,2 kg/ha ließen sich die mit dem Oberflächenabfluss ausgetragenen „scheinbaren“, das heißt berechneten mittleren TP-Verluste ohne Randstreifen [(Variante 2 – Variante 1)/Dünge-TP] auf 1,2 % bei der niedrigsten und auf 4,2 % bei der höchsten Berechnungsstufe quantifizieren.

Aus *Tabelle 4* kann entnommen werden, dass die Anlage eines 5 m breiten ungedüngten Randstreifens zwischen der begüllten Fläche und der Auffangvorrichtung (siehe

Tabelle 4: Mittlere Berechnungsmengen, Wasserabflüsse, P-Konzentrationen und P_{gesamt}-Frachten sowie Anteil der löslichen P-Fracht an der TP-Fracht der drei Varianten bei unterschiedlichen Berechnungsmengen nach Abflussbeginn (unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikant unterschiedliche Mittelwerte)

Parameter	Varianten	Berechnungsmenge nach Abflussbeginn (l/m ²)					
		5	10	15	20	25	30
Anzahl	1: ohne Gülle	7	7	6	6	5	3
Messungen (n)	2: Gülle ohne Rand.	12	13	12	13	8	7
	3: mit Randstreifen	10	10	9	10	8	8
Ø Berechnungsmenge _{insgesamt} (l/m ²)	1: ohne Gülle	37,1 ^a	42,1 ^a	45,0 ^a	50,0 ^a	50,0 ^a	53,0 ^a
	2: Gülle ohne Rand.	28,8 ^a	35,4 ^a	38,8 ^a	45,0 ^a	41,3 ^b	45,0 ^b
	3: mit Randstreifen	31,0 ^a	36,0 ^a	37,8 ^a	45,0 ^a	46,3 ^{ab}	50,6 ^{ab}
Ø Abflussmenge (l/m ²)	1: ohne Gülle	1,3 ^{ab}	2,4 ^a	3,5 ^a	5,2 ^a	7,5 ^a	9,2 ^a
	2: Gülle ohne Rand.	1,9 ^a	2,9 ^a	4,3 ^a	5,9 ^a	7,8 ^a	10,1 ^a
	3: mit Randstreifen	0,8 ^b	1,8 ^a	3,0 ^a	4,7 ^a	6,1 ^a	9,3 ^a
Verhältnis Abfluss zu Berechnung (%)	1: ohne Gülle	4 ^{ab}	5 ^a	6 ^a	11 ^a	7 ^a	18 ^a
	2: Gülle ohne Rand.	8 ^a	7 ^a	8 ^a	14 ^a	9 ^a	23 ^a
	3: mit Randstreifen	3 ^b	5 ^a	5 ^a	11 ^a	7 ^a	19 ^a
Ø P _{gesamt} -Konzentration (mg TP/l)	1: ohne Gülle	0,7 ^b	0,6 ^b	0,6 ^b	0,5 ^b	0,5 ^b	0,4 ^b
	2: Gülle ohne Rand.	6,6 ^a	5,7 ^a	5,3 ^a	4,7 ^a	5,3 ^a	5,1 ^a
	3: mit Randstreifen	1,6 ^b	1,6 ^b	1,6 ^b	1,7 ^b	1,6 ^b	1,8 ^b
Ø P _{löslich} -Konzentration (mg DTP/l)	1: ohne Gülle	0,4 ^b	0,4 ^b	0,4 ^b	0,4 ^b	0,3 ^b	0,3 ^b
	2: Gülle ohne Rand.	3,7 ^a	3,4 ^a	3,3 ^a	3,1 ^a	3,5 ^a	3,5 ^a
	3: mit Randstreifen	1,0 ^b	1,0 ^b	1,0 ^b	1,2 ^b	1,1 ^b	1,3 ^b
Ø P _{gesamt} -Fracht (g TP/ha)	1: ohne Gülle	8 ^b	14 ^b	21 ^b	28 ^b	36 ^b	39 ^b
	2: Gülle ohne Rand.	150 ^a	189 ^a	255 ^a	302 ^a	446 ^a	554 ^a
	3: mit Randstreifen	16 ^b	33 ^b	54 ^b	84 ^b	106 ^b	188 ^b
Ø P _{löslich} -Fracht (g DTP/ha)	1: ohne Gülle	6 ^b	10 ^b	15 ^b	22 ^b	26 ^b	31 ^b
	2: Gülle ohne Rand.	85 ^a	114 ^a	160 ^a	200 ^a	299 ^a	380 ^a
	3: mit Randstreifen	10 ^b	21 ^b	35 ^b	59 ^b	72 ^b	142 ^b
Ø DTP-Anteil an TP-Fracht (%)	1: ohne Gülle	62 ^a	65 ^a	69 ^a	72 ^a	73 ^a	78 ^a
	2: Gülle ohne Rand.	59 ^a	61 ^a	63 ^a	67 ^a	66 ^a	66 ^a
	3: mit Randstreifen	58 ^a	61 ^a	61 ^a	67 ^a	64 ^a	68 ^a

Abbildung 3) bei allen Beregnungsstufen eine signifikante Minderung der Konzentrationen an Gesamtposphor (TP) bzw. löslichem Phosphor (DTP) des abgeflossenen Wassers bewirkte. Dadurch konnte eine erhebliche Reduzierung der ausgetragenen P-Frachten erreicht werden. Es wurde zudem durch den ungedüngten Randstreifen umso mehr Phosphor (sowohl Gesamt-P als auch löslicher Phosphor) auf dem Grünland zurückgehalten, je intensiver beregnet wurde. So lag der Rückhalt bei Beregnungsmengen von 5-10 l/m² nach Abflussbeginn in einer Größenordnung von ca. 135-155 g TP/ha und stieg bei Beregnungsmengen von 25-30 l/m² auf 340-365 g TP/ha an.

Aus Tabelle 4 ist ferner ersichtlich, dass innerhalb der sechs Beregnungsstufen sich die Differenzen der mittleren P-Frachten zwischen den drei Varianten fast ausschließlich auf Unterschiede in der P-Konzentration zurückführen ließen und nicht auf unterschiedliche Wasserabläufe zwischen den Varianten. Dies kann auch als ein Indiz für die Güte der gewählten Versuchsdurchführung gelten.

Randstreifen und ungedüngt

Rein statistisch gesehen bestanden weder bei den P-Frachten noch bei den P-Konzentrationen Unterschiede zwischen der Variante mit Randstreifen und der ungedüngten Kontrolle. Dennoch geht zumindest tendenziell aus den Ergebnissen deutlich hervor, dass der Randstreifen den gedüngten Phosphor nach einem Starkniederschlag nicht vollständig zurückhalten konnte. Konzentrationen und Frachten lagen rund um das zwei- bis fünffache über der ungedüngten Kontrollvariante.

Ergänzend sei noch hinzugefügt, dass die simulierten Starkregenereignisse auf hängigen Grünlandflächen bereits ohne vorherige Gülledüngung zu oberflächlichen P-Austrägen führten. Im Versuch wurden mit zunehmender Beregnungsmenge Frachten von 8-39 g/ha Gesamt-P (TP) gemessen. Die TP-Konzentration des abgeflossenen Wassers lag überwiegend bei rund 0,5-0,6 mg TP/l. Würde – rein hypothetisch betrachtet – ein Gewässer ausschließlich aus diesem Oberflächenabfluss (ohne vorherige Düngung!) gespeist, so läge damit seine P-Konzentration um das 25 - 30fache höher als der Grenzwert von 0,02 mg TP/l, den VOLLENWEIDER (1982) für eine tragbare Belastung des Gewässerzuflusses angibt.

Abfluss und P-Fractionen

Von der durch die künstliche Beregnung ausgebrachten Wassermenge flossen durchschnittlich in Abhängigkeit von Variante und Regenintensität oberflächlich nur 3 % bis 23 % ab; überwiegend betrug der Oberflächenabfluss unter 10 % der Niederschlagshöhe.

Interessant ist, dass der ausgetragene Phosphor bei allen Beregnungsintensitäten vorwiegend (meist zu ca. 60-70 %) aus löslichem Phosphor bestand, mit leicht zunehmender Tendenz bei höheren Niederschlagsmengen. Unterschiede zwischen den drei Varianten bestanden jedoch kaum; nur der Anteil an DTP bei der ungedüngten Kontrolle war tendenziell geringfügig etwas höher, er ließ sich jedoch in keinem Fall absichern.

Dieses Resultat eines P-Austrags in überwiegender Form von leicht löslichem (und damit sehr reaktivem) Phosphor

ist auch aus folgenden Gründen bemerkenswert: Zum Einen besteht der in der Milchviehgülle enthaltene Phosphor vorwiegend (ca. 65-75 %) aus partikulärem Phosphor. Zum Anderen zeigen die Beregnungsversuche über drainiertem Grünland, dass bei Gülledüngung mit dem Pralltellerverfahren durchschnittlich 60 % des durch Starkregen vertikal ausgetragenen Phosphors in partikulärer Form vorlag, bei der flachen Gülleinjektion waren es immerhin etwas über 45 %. Daraus ergibt sich folgende mögliche Interpretation: Starkregenereignisse führen bei drainiertem, kurz vorher mit Gülle gedüngtem Wirtschaftsgrünland zu einem „Durchdrücken“ partikulärer Teile im Makroporensystem. Beim Oberflächenabfluss kommt es hingegen verstärkt zu einem „Auskämmeffekt“ durch die Grasstopfeln, so dass im Abfluss vorwiegend leicht löslicher Phosphor zu finden ist. Jedenfalls scheinen Starkniederschläge auf hängigem Grünland vorzugsweise P-Konzentrations- bzw P-Frachtspitzen in angrenzende Gewässer zu bewirken, die schnell für Umsetzungsprozesse verfügbar sind.

Fazit

Starkregenereignisse nach Gülledüngung führen in hängigem Gelände zu einem erheblichen Anstieg der P-Konzentration des vom Grünland abfließenden Wassers. Im Versuch betrug die Konzentrationszunahme im Mittel ungefähr das Zehnfache gegenüber der ungedüngten Kontrollvariante. Damit ging bei Gülledüngung (ohne Randstreifen) in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität ein mittlerer P-Austrag von 0,15 bis 0,55 kg Gesamt-P (TP), entsprechend 0,34 bis 1,27 kg P₂O₅ einher. Aus den Ergebnissen geht jedoch ebenfalls hervor, dass bei hängigem Grünland ungedüngte 5 m breite Randstreifen eine signifikante Reduzierung des P-Eintragspfades „Oberflächenabfluss vom Grünland“ bewirken und damit einen wertvollen Beitrag zum Gewässerschutz leisten können. Dies gerade in Gebieten, die durch hängige Flächen und eine hohe Gewässerdichte geprägt sind.

Hinweis: Der komplette 130seitige Forschungsbericht des Projektes „Saubere Seen 2002-2005“ findet sich unter der Adresse www.lfl.bayern.de/iab/duengung/ im Internet-Angebot des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz (IAB) der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) unter der Rubrik „Düngung und Umwelt – Gewässerschutz“.

Danksagung

Den Autoren ist es ein Anliegen, allen Personen und Institutionen, die an diesem Forschungsprojekt mitgearbeitet haben, auch auf diesem Wege ganz herzlich zu danken. Ein Projekt dieser Größenordnung ist ohne Drittmittelfinanzierung nicht durchführbar. Besonderer Dank gehört daher unserem Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten sowie der Europäischen Union, welche jeweils 50 % der Kosten dieses Interreg-III-A-Projektes trugen.

Literatur

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2007: Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland „Gelbes Heft“; 8. überarbeitete Auflage, Hrsg. LfL, 98 Seiten, 2007; als Internetversion (www.LfL.bayern.de/IAB/).

- DIEPOLDER, M., F. PERETZKI, L. HEIGL und B. JAKOB, 2006: Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung – Ergebnisse von zwei Saugkerzenanlagen in Bayern. Schule und Beratung, Heft 4/06, Seite III-3 bis III-11, Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten.
- DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2008: Abschlussbericht des Forschungsprojekts Saubere Seen 2002-2005. Internetangebot der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz (www.lfl.bayern.de/iab/duengung/; siehe unter Rubrik Düngung und Umwelt – Gewässerschutz).
- VOLLENWEIDER, R. and J. KERKES, 2008: Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OECD Paris.
- WITHERS, P.J.A., B. ULEN, CH. STAMM and M. BECHMANN, 2003: Incidental phosphorus losses – are they significant and can they be predicted? J. Plant Nutr. Soil Sci., 166, 459-468.

Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Hochwasser

Klaus Wagner^{1*}, Hubert Janetschek¹ und Julia Neuwirth¹

Zusammenfassung

Die Landwirtschaft ist ein wesentlicher Nutzer der von Hochwasser gefährdeten Flächen, aber auch jener Flächen, die die Entstehung von Hochwässern beeinflussen. Im regionalen Maßstab wurden im Rahmen des Projektes Flood Risk II landwirtschaftliche Nutzungen in Hochwasserrisikogebieten analysiert und hinsichtlich ihrer natürlichen und nutzungsbedingten Hochwasserempfindlichkeit sowie ihres Beitrags zur Hochwasserprävention mittels GIS-Modellierungen bewertet. Daraus lassen sich umsetzungsfähige Maßnahmen und Entschädigungsmodelle für solche landwirtschaftliche Flächen ableiten, die für die Schutzwasserwirtschaft relevant sind. Anhand des Gemeindegebietes Seitenstetten (NÖ) erfolgte eine konkrete beispielhafte Umsetzung des Bewertungsmodells.

Schlagwörter: Hochwasser, Landwirtschaft, Multifunktionalität

Summary

Agriculture is an important land use in areas at risk from flooding on the other hand it is also the main land use on areas contributing to flooding. As extreme weather conditions are becoming more frequent there is an ongoing discussion about better adapted land use patterns and compensation payments. This article is about analyses of agricultural land use in connection with its sensitivity against flooding and with its contribution to flooding prevention. Economic calculations of various measures to improve the flooding prevention function and to minimize the flooding risk are based on GIS-models. Implementation is shown using the example of the community Seitenstetten in Lower Austria.

Keywords: Flooding, Agriculture, Multifunctionality

Einleitung und Vorgehensweise

Das Projekt „Landwirtschaft und Hochwasser“ der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft war Teil des Projektes „Flood Risk II“ des Lebensministeriums. Die Bundesanstalt für Agrarwirtschaft hat - aufbauend auf einem System der Funktionsbewertung landwirtschaftlicher Flächen, wie es im Interreg Projekt ILUP (WAGNER 2007) entwickelt wurde - den Beitrag landwirtschaftlicher Flächen zum Hochwasserschutz sowie deren Hochwasserempfindlichkeit im regionalen Maßstab klassifiziert. Damit können zielgerichtet mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Situation vorgeschlagen und deren ökonomische Bedeutung abgeschätzt werden (WAGNER, JANETSCHKEK, NEUWIRTH 2007). Als Grundlagen dienen neben der digitalen Bodenkarte, der digitalen Hochwasserrisikozonenausweisung und den INVEKOS-Flächennutzungsdaten auch Arbeiten des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt. Richtwerte und Deckungsbeiträge der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft fließen in die ökonomische Abschätzung der Maßnahmenkombinationen ein. Die Flächenbewertung wurde modellhaft im Gemeindegebiet Seitenstetten in Niederösterreich durchgeführt.

Hochwasserschutzfunktionen landwirtschaftlicher Flächen

Ein natürlicher Beitrag zur Hochwasserprävention landwirtschaftlicher Flächen ergibt sich aus den naturräum-

lichen Gegebenheiten. Die Bodeneigenschaften, Klimabedingungen und Geländeeigenschaften bestimmen den Oberflächenabfluss aus der Fläche, der zusätzlich von der jeweiligen Nutzung der Fläche (Kulturart, Fruchtart, Bearbeitungsverfahren) beeinflusst wird. Als Indikatoren der natürlichen Hochwasserprävention werden die Erosionsgefahr (STRAUSS 2007) und die nutzbare Feldkapazität (MURER et al. 2004) herangezogen und mit der landwirtschaftlichen Nutzung in GIS Bearbeitungen überlagert.

Der Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung wurde überwiegend aus Bearbeitungen von KLAGHOFER 2003, ILLGEN 2006 und KRIMLY und DABBERT 2007 abgeleitet. Sehr deutlich kommt in Untersuchungen eine Abstufung der landwirtschaftlichen Nutzung in drei Kategorien heraus: die günstigsten Werte für einen Wasserrückhalt weist Grünlandnutzung auf, innerhalb der Ackernutzung ist zwischen Früchten mit durchschnittlichem Oberflächenabfluss bzw. Wasserretentionsvermögen und damit auch Erosionsrisiko und solchen mit erhöhtem Risiko zu unterscheiden. Mittels einer dreistufigen Portfolio-Punktebewertung werden alle landwirtschaftlichen Flächen einzeln klassifiziert. Ein hoher Beitrag zur Hochwasserprävention liegt vor, wenn z.B. ebene Flächen mit speicherfähigen Böden und günstigen Niederschlagsverhältnissen als Grünland genutzt werden. Hingegen ist bei einer Ackernutzung im Allgemeinen mit größeren Oberflächenabflusswerten zu rechnen. Speziell bei bestimmten Ackerreihenfrüchten erhöht sich das Risiko eines starken Oberflächenabflusses, z.B. bei Früchten

¹ Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Marxergasse 2, A-1030 WIEN

* Ansprechpartner: klaus.wagner@awi.bmlfuw.gv.at

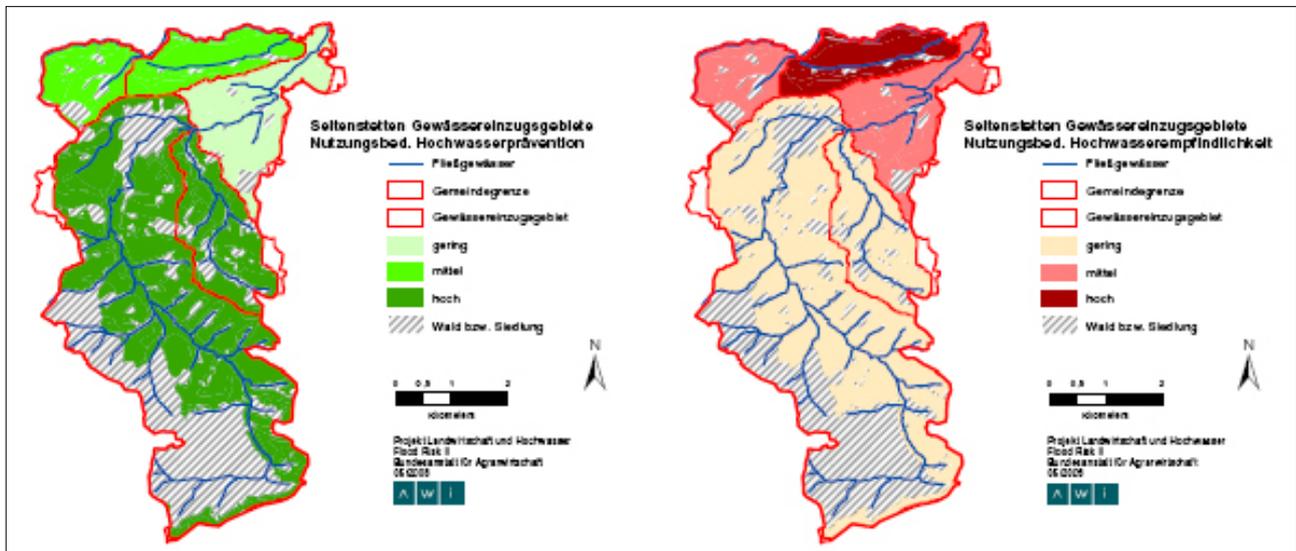


Abbildung 1: Hochwasserprävention (linke Karte) und Hochwasserrisiko (rechte Karte) auf landwirtschaftlichen Flächen in Seitenstetten, Quelle: eigene Bearbeitung

mit einem späten Bestandesschluss und damit langer Zeit an offener Bodenfläche sowie später Ernte, die eine Zwischenbegrünung erschwert, wie z.B. Mais, Sonnenblumen, Zuckerrüben. Zusätzlich können stärkere Hangneigungen, ungünstige Bodeneigenschaften und zeitlich ungünstige Wetterereignisse zu hohen Wasserabflussmengen führen. Im Projekt war gefordert, Aussagen auf Ebene der Gewässereinzugsgebiete zu erarbeiten, die Prioritäten für die Regionalplanung aufzeigen.

Bei der Bewertung der **Hochwasserempfindlichkeit** wird zusätzlich die Überflutungshäufigkeit der landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt, um jene Flächen zu identifizieren, die besonders risikobehaftet sind. In der vorliegenden Beispielsgemeinde Seitenstetten wurde modellhaft die in eHORA zur Verfügung stehende Hochwasserrisikozonierung verwendet (<http://gis.lebensministerium.at/eHORA>). Bei einer konkreten Anwendung des Bewertungsmodells muss mit Experten abgeklärt werden, welche Überflutungshäufigkeiten für diesen Zweck den lokalen Geschehnissen am besten gerecht werden. Primär auf diesen Flächen sollten Nutzungsanpassungen erfolgen (vgl. *Abbildung 1*). Aufgrund der meist günstigen sonstigen Naturraumeigenschaften in den Überflutungszonen sind es oft genau diese Flächen, wo höhere Anteile an Ackerrisikofrüchten bezüglich des Oberflächenabflusses angebaut werden. Zudem sind dies aber gleichzeitig auch jene Ackerfrüchte, die einen hohen Deckungsbeitrag abwerfen. Mit einer geänderten Fruchtfolge kann man daher den Oberflächenabfluss positiv beeinflussen und gleichzeitig die ökonomischen Schäden im Hochwasserfall verringern, der Landwirt hat aber im Nichtüberflutungsfall ökonomische Nachteile hinzunehmen.

Ökonomische Bewertung von Nutzungsänderungen

Die einschlägige Literatur, wie auch Forschungs- und Evaluierungsberichte zu Umweltmaßnahmen geben Hinweise auf Maßnahmen, die den Boden- und Wasserrückhalt auf landwirtschaftlichen Flächen verbessern, Literatur dazu

Tabelle 1: ÖPUL Maßnahmen mit Wirkung auf den Boden- und Wasserrückhalt

Maßnahme	Bodenrückhalt	Wasserrückhalt	Kosten € / ha
Umweltgerechte Bewirtschaftung	gering	gering	85 - 110
Erosionsschutz Dauerkulturen	hoch	hoch	125 - 300
Ackerflächen-Zwischenfruchtbau	hoch	gering	130 - 190
Ackerrandstreifen	hoch	gering	16-120
Mulch- und Direktsaat	hoch	mittel	40
Untersaat bei Mais	hoch	mittel	50
Stilllegung in Projektgebieten	hoch	hoch	300-1.000

Quelle: eigene Berechnungen

Tabelle 2: Ökonomischer Mehraufwand von Nutzungsänderungen auf landwirtschaftlichen Flächen zur Verbesserung der Hochwassersituation

Maßnahme	Jährl. Aufwand in € / ha
Umwandlung Wintergerste in Grünland	360
Umwandlung Ackerfutterbau in Grünland	324
Umwandlung Triticale in Grünland	309
Umwandlung Futterweizen in Grünland	279
Anstelle Herbstfurche ohne Begrünung Herbstfurche mit Begrünung	159
Umwandlung Körnermais zu Futtergetreide	158
Anstelle Herbstfurche ohne Begrünung Direktsaat in Winterbegrünung	-22

Quelle: eigene Berechnungen

siehe WAGNER, JANETSCHKE, NEUWIRTH (2008). Diese reichen von unterschiedlichen Bearbeitungstechniken wie Mulch- oder Direktsaat über Zwischenfruchtanbau oder Umstieg auf weniger risikoreiche Fruchtarten bis zur Umwandlung von Acker in Grünland bzw. zur gänzlichen Aufgabe der Landwirtschaft (vgl. *Tabelle 1*).

Je nach Ertragssituation, Erzeugerpreisen, Betriebssituation und Arbeitsverfahren entstehen durch hochwasserpräventive Nutzungsänderungen unterschiedliche Nachteile für den

Landwirt. Allerdings muss ein Verfahrensumstieg nicht immer mit einem Mehraufwand verbunden sein, sondern kann auch eine Reduzierung der Kosten hervorrufen (z. B. im Vergleich Herbstfurche ohne Begrünung zu Direktsaat in Winterbegrünung, vgl. *Tabelle 2*). Anzumerken ist, dass die hier angeführten Werte Richtwerte für die Beispielsregion Seitenstetten darstellen. Falls ein derartiges Projekt konkret und nicht nur modellhaft durchgeführt wird, muss auch auf die betrieblichen Möglichkeiten der einzelnen Landwirte eingegangen werden, solche Umstellungen überhaupt vornehmen zu können.

Maßnahmen für einen verbesserten Hochwasserschutz und deren Kosten

Für die Gemeinde Seitenstetten wurden beispielhaft jene Gewässereinzugsgebiete als Maßnahmenggebiete herangezogen, die insgesamt nur einen geringen Beitrag zur Hochwasserprävention liefern und die eine hohe Hochwasserempfindlichkeit aufweisen. Aus den GIS-Flächenbilanzen ist abzuleiten, auf wie vielen und auch auf welchen Flächen in den betroffenen Gewässereinzugsgebieten Nutzungsänderungen empfehlenswert sind. Je nach Bewertung der Einzelflächen wurden Maßnahmenkombinationen beispielhaft durchgerechnet: z.B. sollten auf Flächen mit hoher Hochwasserempfindlichkeit stärker wirksame Maßnahmen stattfinden, als auf Flächen mit mittlerer Bewertung. In Summe würde dies für Seitenstetten bedeuten, auf 110 ha von Silomais auf Grünland, auf 22 ha von Körnermais auf Futtergetreide mit Zwischenfruchtanbau umzusteigen und auf 44 ha Ackerflächen Zwischenfrüchte einzusäen.

Die Kosten für diese Art der Bewirtschaftungsumstellung belaufen sich insgesamt auf rund € 44.000,- jährlich (durchschnittlich ~€ 250,-/ha Maßnahmenfläche). Damit würden in dem jetzt mit hoher Hochwasserempfindlichkeit bewerteten Einzugsgebiet die Einstufung auf mittel gesenkt werden. Gleichzeitig würde das Einzugsgebiet mit geringer Hochwasserprävention auf die Einstufung hoch angehoben werden und damit ein besserer Beitrag zum Schutz von Unterliegern (auch von Siedlungsflächen) geleistet werden. Wie hoch dieser Beitrag zum vermehrten Wasserrückhalt konkret ist, müsste im Anwendungsfall konkret berechnet werden, um diesen in das Wassermanagementkonzept für ein Gewässereinzugsgebiet einzubeziehen. Diesen Kosten könnte man Alternativen gegenüberstellen, wie z.B. die Bau- und Erhaltungskosten von Schutzanlagen für Siedlungen oder auch die geschätzten Kosten eines einfachen Schadensausgleiches im Schadensfall, je nach Eintrittswahrscheinlichkeit.

Fazit

Infolge extremer Wetterereignisse gibt es eine anhaltende Diskussion um angepasste Flächennutzungen und Entschädigungen in der Landwirtschaft. Die hier erarbeiteten Grundlagen tragen zum Verständnis der Multifunktionalität landwirtschaftlicher Flächen und zu einer Prioritätensetzung im regionalen Maßstab bei. Eine möglichst objektive Einschätzung der ökonomischen Auswirkungen einer angepassten Flächennutzung auf die Landwirtschaft soll Entscheidungen über Maßnahmenpakete zur Hochwasser-

prävention und zur Schadensminimierung erleichtern. Zu bedenken ist, dass mit diesen Ergebnissen nur ein Baustein für ein regionales Hochwasserschutzprojekt vorliegt, welches im Zusammenspiel aller Interessensgruppen erarbeitet werden muss. Es wird aber deutlich, dass die Landwirtschaft gewisse Beiträge zur Hochwasserprävention liefern kann und diese auch ökonomisch durchaus realisierbar erscheinen.

Die Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen kann mit verschiedenen Instrumenten und auf unterschiedlichen Ebenen erfolgen, die politisch zu bestimmen wären. Zu den hoheitlichen, vom Staat geregelten Instrumenten zählen Gesetzgebung, Steuern, Abgaben und Subventionen. Zu den privaten Instrumenten zählen vertragliche Vereinbarungen (z.B. Nutzungsverträge, Flächenkauf und -pacht), Fonds und Stiftungen sowie handelbare Rechte. Die öffentliche Hand kann im Rahmen der Privatwirtschaftsverwaltung beispielsweise Nutzungsverträge mit Grundeigentümern abschließen (z.B. Vertragshochwasserschutz), Überschwemmungsgebiete aufkaufen oder spezielle Entschädigungsfonds für Hochwasserereignisse einrichten.

Im Rahmen der Hoheitsverwaltung könnte beispielsweise eine „hochwasserverträgliche Landbewirtschaftung“ als zusätzliche Cross Compliance Bestimmung aufgenommen werden. Dazu wären jedoch vorab österreichweite Analysen über die aktuelle Landbewirtschaftung in Einzugs- und Überschwemmungsgebieten und die Ableitung von allgemein anerkannten Kriterien zur hochwasserverträglichen Landbewirtschaftung nötig. Zu überdenken wäre auch eine Einführung neuer bzw. die Erweiterung bestehender Förderprogramme in der ländlichen Entwicklung wie dem ÖPUL mit regional/lokal gezielten Maßnahmenbündeln speziell zum Hochwasserschutz. Je nach Dringlichkeit von Maßnahmen ist aber zu bedenken, dass die Beteiligung an solchen Programmen bzw. die Inanspruchnahme auf freiwilliger Basis erfolgt und daher die tatsächliche Wirkung auch von nicht steuerbaren Gegebenheiten abhängig ist (z.B. nationale und internationale Preisentwicklung bei landwirtschaftlichen Erzeugnissen, Energiepreise).

Literatur

- ILLGEN, M., 2000: Überprüfung von Standard-Abflussbeiwerten durch Niederschlag-Abfluss-Simulation. Diplomarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern.
- KLAGHOFER, E., 2003: Hochwasser und Landnutzung. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 19, 60-69, Wien.
- KRIMLY, T. und ST. DABBERT, 2007: Landwirtschaftlicher Hochwasserschutz. Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim, Stuttgart.
- MURER, E. et al., 2004: Die nutzbare Feldkapazität der mineralischen Böden der landwirtschaftlichen Nutzfläche Österreichs. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 20, Wien, 72-78.
- STRAUSS, P., 2007: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser. In: Hydrologischer Atlas Österreichs, 3. Lieferung, Kartentafel 8.4, Lebensministerium Wien, ISBN 3-85437-350-7.
- WAGNER, K., H. JANETSCHEK und J. NEUWIRTH, 2008: Projektforschungsbericht Landwirtschaft und Hochwasser. Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Wien.
- WAGNER, K., 2007: Landwirtschaftliche Grundlagen für eine Integrierte Regionalplanung. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft Nr. 48, Wien.

Wie detailliert müssen sinnvolle Aufzeichnungen auf landwirtschaftlichen Betrieben sein?

Franz Xaver Hölzl¹*

Zusammenfassung

Ein gewisses Maß an Aufzeichnungen ist in Zeiten wie diesen in der Landwirtschaft unerlässlich. Schlagwörter wie „Wer schreibt, der bleibt“ werden in der landwirtschaftlichen Beratung sehr häufig verwendet. Dabei ist auf die österreichischen Besonderheiten in der Agrar- und Ausbildungsstruktur Bedacht zu nehmen. Es ist jedoch zu unterscheiden, ob Aufzeichnungen zur Weiterentwicklung des landwirtschaftlichen Betriebes (Bauer = Unternehmer) oder für Kontrollzwecke mit Sanktionsdrohungen verwendet werden. In den vergangenen Jahren hat gerade Letzteres überhand genommen.

Die Unzahl der gesetzlichen und förderungsrelevanten Auflagen und Vorgaben in der Landwirtschaft, oftmals einhergehend mit einer Dokumentationsverpflichtung, stellt für den praktizierenden Landwirt häufig eine fast unüberwindbare Hürde dar. Denn in Anbetracht der Vielfältigkeit der Landwirtschaft ist es schwierig, alle bezughabenden Gesetze und förderungsrelevanten Vorgaben zu kennen und diese in die Praxisbewirtschaftung umzusetzen. Dies stellt im Vergleich zu anderen Berufssparten eine der höchsten Anforderungen dar.

Aus diesem Grund sollen gesetzliche Aufzeichnungsverpflichtungen mit Sanktionsdrohungen auf möglichst einfach zu ermittelnde betriebsbezogene Kennzahlen zurückgeführt werden. Förderungsrelevante Dokumentationen sollten ebenfalls so einfach wie möglich gehalten werden, um nicht durch fehlerhafte bzw. mangelhafte Aufzeichnungen die wohlverdienten Abgeltungen für umweltgerechte Bewirtschaftung zu gefährden.

Ausgangssituation in Österreich

Laut Statistik Austria (Land- und Forstwirtschaft – Agrarstruktur, Flächen, Erträge – 2007) werden 56 % der 187.032 land- und forstwirtschaftlichen Betriebe in Österreich im Nebenerwerb geführt. Über 60 % der Betriebe bewirtschaften weniger als 20 ha, 40 % weniger als 10 ha. Über 80 % der Betriebe liegen im Berggebiet oder im benachteiligten Gebiet. Unter dem hohen und politisch konsensuellen Ziel der flächendeckenden Bewirtschaftung durch bäuerliche Familienbetriebe sind in Anbetracht der klimatischen und morphologischen Verhältnisse im benachteiligten Gebiet und Berggebiet Strukturverbesserungen nur bis zu einem bestimmten Maße möglich. Unter diesen Gegebenheiten ist der im Vergleich mit anderen Staaten unterdurchschnittliche Ausbildungsgrad der LandwirtInnen in Österreich auch nachvollziehbar.

Vielzahl an Auflagen und Vorgaben

Cross Compliance

Die österreichischen landwirtschaftlichen Betriebe sind von zahlreichen bundesländerspezifischen, nationalen und europäischen Gesetzen betroffen. Durch die Agrar-Reform 2003 wurde der Begriff Cross Compliance (CC) mit systematischen Kontrollen eingeführt. Die vollständige Gewährung der Direktzahlungen ist an die Einhaltung von 19 Rechtsnormen laut Anhang III der VO (EG) Nr. 1782/2003 gebunden.

Neben Vorgaben bezüglich „Grundanforderungen an die Betriebsführung“ und „Guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand (inkl. Grünlanderhaltung)“ sind die 19 Rechtsnormen in 3 Bereiche gegliedert:

1. **Umwelt (ab 2005):** Vogelschutzrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (= FFH); Grundwasserschutzrichtlinie; Nitratrichtlinie; Klärschlammrichtlinie

2. **Gesundheit von Mensch, Tier und Pflanzen (ab 2005, 2006):** Rinderkennzeichnung, Schweinekennzeichnung, Schaf- und Ziegenkennzeichnung, Verwendung von Pflanzenschutzmitteln, Hormonanwendungsverbot und Tierarzneimittelanwendung, Lebensmittelsicherheit inklusive der Anwendung und Dokumentation von Bioziden und Pflanzenschutzmitteln, Futtermittelsicherheit, Bekämpfung von Tierseuchen, Handel mit Rindern, Schafen und Ziegen und deren Sperma, Embryonen und Eizellen

3. **Tierschutz (ab 2007):** Tierschutzgesetz, Tierhaltungsverordnung

Mindestens 1 % der Betriebe ist auf Einhaltung der CC-Parameter zu kontrollieren. Bei Nichteinhaltung ist mit Kürzungen bis zum völligen Einbehalt der Ausgleichszahlungen zu rechnen.

ÖPUL 2007

Abgeltungen im Umweltprogramm sind nur möglich, wenn die Umweltauflagen über das Niveau von gesetzlichen Auflagen hinausgehen. Hohe legisistische Anforderungen schrauben daher Abgeltungsvoraussetzungen im ÖPUL weiter in die Höhe. Aufgrund der oben angeführten Gegebenheiten (Berggebiet, extensive Wirtschaftsweisen) wird von vielen Betrieben eine Teilnahme an ÖPUL-Maßnahmen als erforderlich erachtet.

Bei vielen Maßnahmen sind unterschiedlich hohe Dokumentationsverpflichtungen definiert. Im Folgenden wird

¹ Bodenschutzberatung, Abt. Pflanzenproduktion, Landwirtschaftskammer Oberösterreich, Auf der Gugl 3, A-4021 LINZ

* Ansprechpartner: franz.hoelzl@lk-ooe.at

ÖPUL 2007-Maßnahme	Betriebsbezogene Doku für N	Schlagbezogene Doku für N	Bilanzierung für N	Anteil der Betriebe in Ö in %	Anteil der Fläche ohne Almen in Ö in %
Bio (Biologische Wirtschaftsweise)	ja	nein	nein	16,0	16,6
UBAG (Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen)	ja	ja	nein	59,7	60,9
Verzicht Betriebsmittel Grünlandflächen	ja	ja	nein	34,6	19,9
Vorbeugender Boden- und Gewässerschutz	ja	ja	ja	5,5	7,3

Quelle: Auswertung INVEKOS – MFA 2008

Düngungsauflagen mit Relevanz für schlagbezogene Aufzeichnungen								
Nr.	Auflage	Spezifikation	Zeitraum		Betroffene Düngemittel	Betroffene Fläche	CC-Parameter	Gesetzesmaterie
Verbote			von	bis				
1	Düngeverbot		15. Okt.	15. Feb.	N-Handelsdünger, Gülle, Jauche, nicht entwässerter Klärschlamm	LN ohne Gründedeckung	ja	AP 2008
		Ausnahme		ab 1. Feb.	N-Handelsdünger, Gülle, Jauche, nicht entwässerter Klärschlamm	Durumweizen und Sommergerste, Raps und Wintergerste und auf Feldgemüseanbauflächen unter Vlies oder Folie	ja	AP 2008
2	Düngeverbot		15. Nov.	15. Feb.	N-Handelsdünger, Gülle, Jauche, nicht entwässerter Klärschlamm	LN mit Gründedeckung	ja	AP 2008
		Ausnahme		ab 1. Feb.	N-Handelsdünger, Gülle, Jauche, nicht entwässerter Klärschlamm	Durumweizen und Sommergerste, Raps und Wintergerste und auf Feldgemüseanbauflächen unter Vlies oder Folie	ja	AP 2008
3	Düngeverbot		30. Nov.	15. Feb.	Stallmist, Kompost, entwässerter Klärschlamm und Klärschlammkompost	Gesamte LN	ja	AP 2008
		Ausnahme		ab 1. Feb.	Stallmist, Kompost, entwässerter Klärschlamm und Klärschlammkompost	Durumweizen und Sommergerste, Raps und Wintergerste und auf Feldgemüseanbauflächen unter Vlies oder Folie	ja	AP 2008

4	Düngeverbot	wassergesättigt, überschwemmt, durchgefroren, schneebedeckt	ganzjährig	alle N-hältigen Düngemittel	Gesamte LN	ja	AP 2008
5	Düngeverbot	Flächen (> 10 % Hangneigung zu einem Gewässer) mit erfahrungsgemäßer Abschwemmungsgefahr	ganzjährig	alle N-hältigen Düngemittel	Alle Acker- und Grünlandflächen ohne Durchführung von zusätzlichen Schutzmaßnahmen	nein	AP 2008
6	Düngeverbot	Gewässerrandzonen	ganzjährig	Randzonen - alle Düngemittel bei Gefahr des Düngemiteleintrags in Gewässer	1,5/2,5/3/5/10/20 m entlang eines Gewässers	ja	AP 2008
Allgemeine Grundsätze in der N-Düngung							
7	Zeitliche und mengenmäßig bedarfsgerechte Ausbringung		ganzjährig	N-hältige Düngemittel	Gesamte LN	nein	AP 2008
8	Die Ausbringung von N-hältigen Düngemitteln darf nur bei Bodenbedeckung oder unmittelbar vor der Feldbestellung erfolgen		ganzjährig	rasch wirksamer stickstoffhaltiger Düngemittel wie Handelsdünger, Gülle, Jauche und Klärschlamm, etc.	Gesamte LN	nein	AP 2008
9	Einarbeitung soll optimalerweise binnen vier Stunden vorgenommen werden, zumindest jedoch während des auf die Ausbringung folgenden Tages		ganzjährig	Gülle, Jauche und Klärschlamm	LN ohne Bodenbedeckung	nein	AP 2008
10	N-Obergrenzen für alle Kulturen		ganzjährig	N-hältige Düngemittel	Gesamte LN	ja	AP 2008
Wirtschaftsdüngerlagerung							
11	Mindestlagerkapazität für mind. 6 Monate (Ausnahmen)				alle Tierhalter	ja	AP 2008
12	Vorgaben für die Lagerung von Festmist auf unbefestigten Flächen				alle Tierhalter mit Feldmieten	ja	AP 2008
Düngungsauflagen im Rahmen von ÖPUL 2007							
13	Kulturspezifische, ertrags- und bodenabhängige Obergrenzen gemäß ÖPUL 2007 (Bio, UBAG, IP, HEGAS, Ökopunkte NÖ)		ganzjährig	alle Düngemittel	Gesamte LN	nein (CC gilt als eingehalten)	LE 2007-2013

Weitere Grundsätze in der Düngung bei anderen Nährstoffen						
14	Einhaltung der SGD bei der P-Düngung		ganzjährig	P-hältige Düngemittel	Gesamte LN	ja LE 2007-2013
15	> 100 kg P ₂ O ₅ /ha sind zu dokumentieren und zu begründen	Ertrag, Bodenuntersuchung, Schaukeldüngung	ganzjährig	P-Mineraldünger	Gesamte LN	ja LE 2007-2013
16	Negativer P-Saldo bei Einsatz von P-Mineraldünger		ganzjährig	P-hältige Düngemittel	Gesamte LN	ja LE 2007-2013
17	Verzicht auf P ₂ O ₅ -Mineraldünger ausgenommen 2092/91		ganzjährig	aufgeschlossen = leicht lösliche P-Mineraldünger	Flächen mit Bio, Verzicht Acker, Verzicht Ackerfutter und Grünland	nein ÖPUL 2007
18	max. 30 kg P ₂ O ₅	Bodenuntersuchung	ganzjährig	aufgeschlossen = leicht lösliche P-Mineraldünger	Flächen mit Verzicht Ackerfutter und Grünland mit pH > 6 und Versorgungsstufe A oder B	nein ÖPUL 2007
19	Verzicht auf P-Mineraldünger, wenn 60 kg P ₂ O ₅ im Schnitt abgedeckt sind		ganzjährig	P-Mineraldünger	gesamte Acker- und Grünlandflächen bei IP-Teilnahme Erdäpfel, Erdbeeren, Rübe, Gemüse; Obst- und Hopfenflächen mit IP Obst und Hopfen,	nein ÖPUL 2007
20	Verzicht auf P-Mineraldünger über den durchschnittlichen Entzugswert von 60 kg P ₂ O ₅ /ha	Bodenuntersuchung		P-Mineraldünger	Alle Acker- und Grünlandflächen bei IP-Teilnahme (Erdäpfel, Erdbeeren, Rübe, Gemüse); Alle Obst- und Hopfenflächen bei IP-Teilnahme Obst und Hopfen	nein ÖPUL 2007
21	Verzicht auf P-Mineraldünger, wenn 30 kg P ₂ O ₅ im Schnitt der Weinfläche abgedeckt sind		ganzjährig	P-Mineraldünger	Alle Weinflächen bei IP Wein-Teilnahme	nein ÖPUL 2007
22	Verzicht auf P-Mineraldünger über den durchschnittlichen Entzugswert von 30 kg P ₂ O ₅ /ha	Bodenuntersuchung	ganzjährig	P-Mineraldünger	Alle Weinflächen bei IP Wein-Teilnahme	nein ÖPUL 2007

bei den wichtigsten ÖPUL-Maßnahmen die Art der Aufzeichnungsverpflichtung für die Stickstoffdüngung neben Anbau und Ernte dargestellt.

Neben den N-Vorgaben gilt der sog. „Mindeststandard für die Phosphordüngung“ für jene Betriebe, die zumindest an einer ÖPUL-Maßnahme teilnehmen. Im Falle einer Beanstandung sind alle Cross Compliance-pflichtigen Maßnahmen der Ländlichen Entwicklung zu kürzen. Das heißt, dass bei einem Verstoß gegen den P-Mindeststandard alle Abgeltungen/Förderungen in der Ländlichen Entwicklung (ÖPUL, AZ, Natura 2000, Erstaufforstung landwirtschaftlicher Flächen, Waldumweltmaßnahmen) Gefahr laufen, gekürzt zu werden.

In vielen weiteren ÖPUL-2007 Maßnahmen sind neben den N- und P-Aufzeichnungen weitere Dokumentationsverpflichtungen in unterschiedlichem Ausmaß vorgegeben.

Je detaillierter die Aufzeichnungen – desto komplizierter wird es!

Es ist nun einmal die Tatsache, dass man umso leichter Gefahr läuft einen Aufzeichnungsfehler zu begehen, je detaillierter die Aufzeichnungen zu führen sind. Um dies zu veranschaulichen, wird eine Übersicht nur über die Düngungsauflagen gegeben, auf welche bei Schlagaufzeichnungen zu achten ist.

Neben diesen Vorgaben ist noch während der Vegetationsperiode auf die pflanzenbaulich richtige, den Witterungs- und Bodenverhältnissen angepasste Aufteilung und den optimalen Anwendungszeitpunkt der Dünger zu achten.

Komplexe Düngempfehlungen, wie sie fachlich richtigerweise in den Richtlinien für die sachgerechte Düngung zusammengefasst sind, sind für die Beratung und für die Praxis von Bedeutung. Wobei anzuführen ist, dass Empfehlungen immer noch eine abweichende Vorgangsweise in der pflanzenbaulichen Bestandesführung als Reaktion auf eine bestimmte Situation durch den Bewirtschafter in Kenntnis der örtlichen (Boden- und Witterungs-)Verhältnisse zulassen. Umfangreiche Erfahrungen aus den Arbeitskreisen in Oberösterreich zeigen, dass neben den zahlreichen Vorgaben die Betriebsleiterqualität von großer Bedeutung ist. Denn es ist auch eine Naturgegebenheit, dass sich die unzähligen Möglichkeiten in der Düngung im unkalkulierbaren Zusammenspiel zwischen Nährstoff-Boden-Klima-Pflanze nicht so einfach in ein Zahlenwerk pressen lassen.

Diese komplexen Düngempfehlungen aber für gesetzlich zu kontrollierende und mit Sanktionen verbundene Begrenzungen festzuschreiben, ist nicht angebracht.

Nicht sinnvolle Aufzeichnungen

Als nicht sinnvolle Aufzeichnungen werden daher nicht notwendige, unverhältnismäßige, zu komplizierte Dokumentationsverpflichtungen bezeichnet. Dahinter stehende potenzielle Sanktionen auf gesetzlicher bzw. förderungsrelevanter Basis verstärken die Frage der Sinnhaftigkeit der Aufzeichnungen enorm.

Als Beispiel dafür soll die Aufzeichnungsverpflichtung für Stickstoff in der ÖPUL 2000-Maßnahme „Vorbeugender Gewässerschutz (Grundwasser 2000)“ angeführt werden. Neben einer verpflichtenden betriebsbezogenen Nährstoffbilanzierung waren verpflichtende schlagbezogene Aufzeichnungen durchzuführen. Als freiwillige Maßnahme wurde dann noch eine schlagbezogene Stickstoffbilanz angeboten. Zusammengefasst hat das bedeutet, dass man 3 unterschiedliche Dokumentationsverfahren für den Nährstoff Stickstoff mit teilweise unterschiedlichen Zahlenwerken anzuwenden hatte.

Sinnvolle Aufzeichnungen

Für gesetzliche Vorgaben und ÖPUL-Auflagen (wie im ursprünglich eingereichten „Grünen Pakt“ für die zentralen ÖPUL 2007-Maßnahmen Bio und UBAG vorgesehen) sollen aus den oben angeführten Gründen nur verhältnismäßig leicht ermittelbare Kennzahlen betriebsbezogen dokumentiert werden müssen. Damit können unsere bäuerlichen Betriebe, in Anbetracht der enormen Komplexität der Düngung, möglichst wenig mit unverhältnismäßigen Sanktionen konfrontiert werden. Betriebsbezogene Kennzahlen bedeuten aber auch, dass je nach Boden- und Witterungsverhältnissen der Bewirtschafter bedeutend größere Möglichkeiten hat, auf diese zu reagieren.

Detaillierte schlagbezogene Aufzeichnungen sollen daher ausschließlich auf absolut freiwilliger Basis außerhalb von Gesetzen und Maßnahmen im Österreichischen Umweltprogramm in Form von Beratungsprojekten (zB Arbeitskreise) ohne jegliche Kontroll- und Sanktionsrelevanz zur Weiterentwicklung der pflanzenbaulichen Kenntnis umgesetzt werden.

Von der GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung) zum NGP (Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan)

Michael Ferstl^{1*} und Heimo Stadlbauer²

Zusammenfassung

Mit der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union ins österreichische Wasserrechtsgesetz 2003 wurde die Basis zur Erstellung eines „Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes – NGP“ gesetzt. Dieser Bewirtschaftungsplan, der jeweils für 6 Jahre verordnet wird, soll die Erreichung des Zielzustandes (= mindestens ein „guter Zustand“ bei allen Wasserkörpern Österreichs) sicherstellen. Mit 22.12.2009 beginnt der erste Zyklus.

Die Grundlage für die Zustandsbewertung der Wasserkörper bildet die Gewässerzustandsverordnung – GZÜV. Die Auswertung der Messergebnisse kann im Grundwasserbereich je nach Grundwasserbeschaffenheit zur Verordnung von Beobachtungs- und Maßnahmengebieten führen.

Die Maßnahmen, die gesetzt werden dürfen, um diesen Zielzustand sicherzustellen bzw. zu erreichen, werden in den Ende 2009 in Kraft getretenen Qualitätszielverordnungen Chemie Oberflächenwasser bzw. Grundwasser aufgelistet.

Schlagwörter: Wasserrahmenrichtlinie, Grundwasser, Nitrat, Landwirtschaft

Summary

The implementation of the water framework directive of the European Community into Austrian law serves as a basis for the creation of “River Basin Management Plans” (RBMPs). Each RBMP is ordained for 6 years and is meant to ensure the reaching of environmental objectives (at least “good status” of all Austrian river basin districts). The first RBMP starts at december 22nd 2009.

The basis for the characterization of the river basin districts was set by the ordinance of an environmental objective programm – GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung). Depending on the quality of ground water the valuation of monitoring in ground water field can lead to the ordinance of monitoring programmes or programmes of measures.

All measures that are set to reach or ensure the environmental objectives are listed in the directive of environmental quality objectives for chemistry of surface or ground water.

Keywords: Waterframework directive, groundwater, nitrate, agriculture

Die Grundwasserkörper der Steiermark

Definitionen

Aufgrund der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union ins österreichische Wasserrechtsgesetz 2003 wurden vom BMLFUW Strategiepapiere entwickelt, die die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erleichtern sollen. Im Strategiepapier „Lage und Abgrenzung von Grundwasserkörpern (2002)“ wurde ein Grundwasserkörper wie folgt definiert:

Unter einem Grundwasserkörper versteht man ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter. Die Abgrenzung erfolgt dabei nach (hydro-) geologischen und geomorphologischen Gesichtspunkten.

Regionale Gliederung der Grundwasserkörper

In Österreich wurden 169 Grundwasserkörper ausgewiesen. Davon entfallen 57 Grundwasserkörper auf die Steiermark.

Qualitativer Zustand der Grundwasserkörper

Erhebung der Wassergüte in der Steiermark auf Basis der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV)

Zur Feststellung der Grundwasserqualität werden in der Steiermark 393 Messstellen (davon 65 Quellen) gemäß der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) in Vollziehung der Bestimmungen des § 143 b, Abs.1, Z 3, Wasserrechtsgesetz 1959 idgF im Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2 bis 4 x jährlich beprobt. Die Messergebnisse ermöglichen ein flächendeckendes Grundwassergütemonitoring und bilden außerdem die Grundlage für die Festlegung von allenfalls notwendigen Gewässerschutzmaßnahmen wie beispielsweise die Ausweisung von Beobachtungs- bzw. voraussichtlichen Maßnahmengebieten.

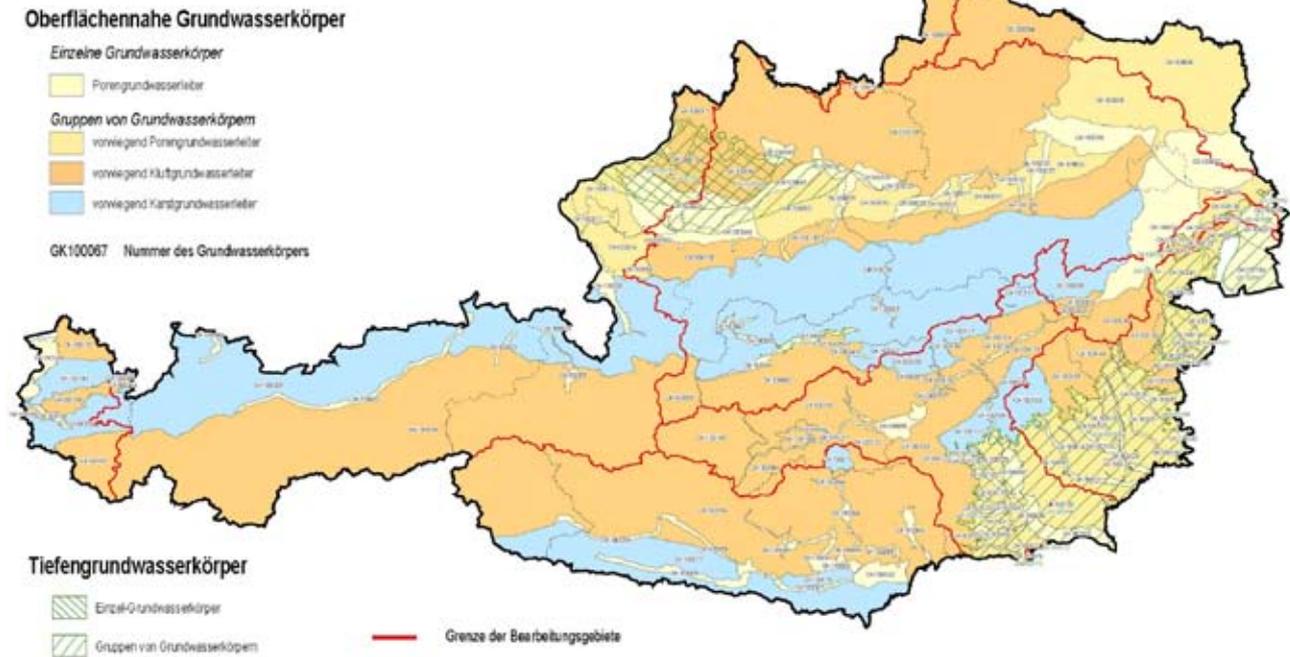
Die Ergebnisse werden im jeweiligen Jahresbericht des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft dargestellt.

¹ Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19A, Stempfergasse 5-7, A-8010 GRAZ

² Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 17C, Landhausgasse 7, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: michael.ferstl@stmk.gv.at

Lage und Abgrenzung von Grundwasserkörpern



Das Wasserrechtsgesetz (WRG 1959 idGF) sieht mit § 33 f („Programm zur Verbesserung der Qualität von Grundwasser“) über eine entsprechende Verordnung die Festsetzung von Schwellenwerten für Stoffe vor, durch die Grundwasser für Zwecke der Wasserversorgung untauglich zu werden droht, oder für Stoffe, die das Grundwasser so nachhaltig beeinflussen können, dass die Wiederherstellung geordneter Grundwasserverhältnisse nur mit erheblichem Aufwand oder über einen längeren Zeitraum möglich ist. Diese liegt in Form der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV) als Maßstab für die Bewertung der Wassergüte vor und wurde mit dem Bundesgesetzblatt Nr. 502 im Jahre 1991 erlassen und mit dem Bundesgesetzblatt Nr. 213/97, Teil II sowie dem Bundesgesetzblatt 147/2002, Teil II novelliert (GSwV 2002). Um möglichen Verunreinigungen frühzeitig und wirksam entgegenzutreten zu können, liegen die Grenzwerte der Schwellenwertverordnung entsprechend niedriger als jene für das Trinkwasser. So betragen die Grenzwerte der GSwV in der Regel 60 % der geltenden Trinkwasserparameterwerte und sind somit als „Vorsorgewerte“ zum Schutz der Grundwässer zu verstehen. Wesentliche Schwellenwerte sind für Nitrat 45 mg/l und für die Pestizide 0,1 µg/l.

Beurteilungskriterien bis 2009

Für die qualitative Beurteilung der Grundwasserkörper werden die Grenzwerte der Grundwasserschwellenwertverordnung herangezogen (z.B. 45 mg/l für Nitrat).

Dabei ist ein Grundwasserkörper als „Beobachtungsgebiet“ auszuweisen, wenn mindestens 30 % der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV)-Messstellen innerhalb einer 2-jährigen Beobachtungsdauer (die Mindestanzahl der Beprobungen beträgt vier pro Jahr in etwa dreimonatlichen Intervallen) eine Schwellenwertüberschreitung aufweisen.

Besteht zusätzlich dazu auch ein signifikant ansteigender Trend oder wird bei mindestens 50 % der GZÜV-Messstellen ein Schwellenwert überschritten, befindet sich der Grundwasserkörper in einem schlechten chemischen Zustand, er ist als voraussichtliches Maßnahmensgebiet auszuweisen.

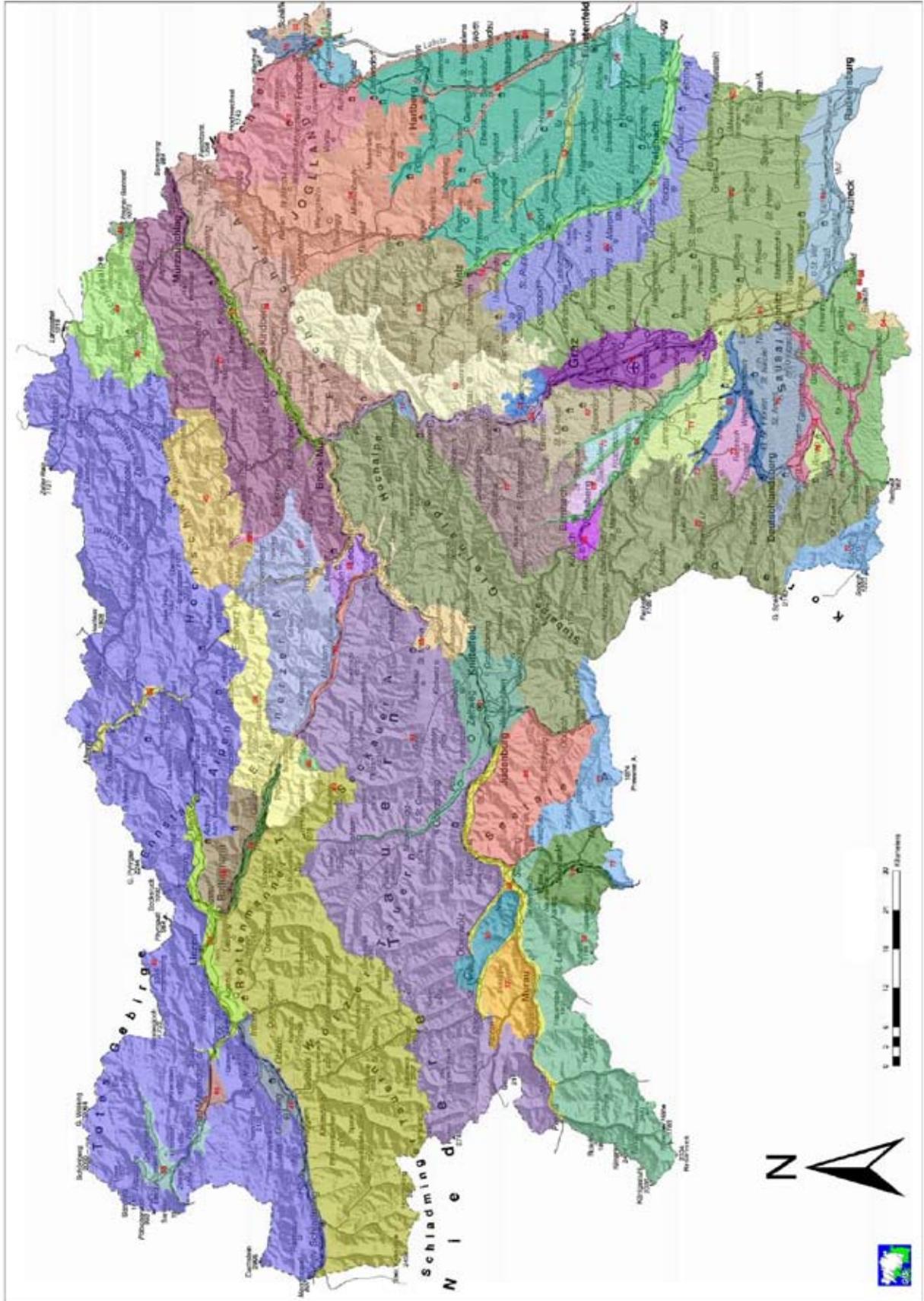
Beurteilungskriterien ab 2010

Mit der Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung von Kriterien für den guten chemischen Zustand im Grundwasser, die Bestimmung von Trends und Trendumkehr und den Schutz des Grundwassers gegen die Verschmutzung durch Schadstoffe und Verschlechterung (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW) werden nun neue Beurteilungskriterien festgelegt und die Grundwasserschwellenwert- und Grundwasserschutzverordnung außer Kraft gesetzt.

Dabei ist ein Grundwasserkörper als „Beobachtungsgebiet“ auszuweisen, wenn mindestens 30 % der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV)-Messstellen innerhalb einer 3-jährigen Beobachtungsdauer (mindestens eine Beprobung pro Jahr) eine Schwellenwertüberschreitung aufweisen. In die Beurteilung können auch Messstellen gemäß Trinkwasserverordnung, BGBl. II Nr. 304/2001, zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 121/2007, und Messstellen der Bundesländer zur Überwachung von Natura 2000-Gebieten einbezogen werden.

Besteht zusätzlich dazu auch ein signifikant ansteigender Trend oder wird bei mindestens 50 % der GZÜV-Messstellen ein Schwellenwert überschritten, befindet sich der Grundwasserkörper in einem schlechten chemischen Zustand, er ist als Maßnahmensgebiet auszuweisen.

GRUNDWASSERKÖRPER STEIERMARK



Maßnahmengebiete werden im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) aufgelistet und entsprechend verordnet.

Nitratbelastungen in der Steiermark

Die Ursachen für die festgestellten erhöhten Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen liegen in erster Linie in den flächenhaft diffusen Stickstoffeinträgen aus der intensiven Landwirtschaft. Während in den großen Tallandschaften des Murtales südlich von Graz die Belastung aufgrund der generell hohen Austragsgefährdung der Böden und der dominanten Grundwasserneubildung über infiltrierende Niederschläge flächenhaft und homogen relativ hoch liegt, sind das Feistritztal und das Hügelland zwischen Mur und Raab durch extreme Inhomogenitäten hinsichtlich der Verteilung charakterisiert: Nahezu nitratfreie Grundwässer finden sich in enger Nachbarschaft mit Messstellen, an denen die Mittelwerte über eine mehrjährige Beobachtungsperiode über dem Schwellenwert gelegen sind. Die Ursachen dafür liegen einerseits sicherlich in einer engeren Wechselwirkung des Grundwassers mit den Vorflutern, andererseits aber auch in der Sedimentationsgeschichte der quartären Talfüllung: im Gegensatz zum Murtal finden sich im Einzugsgebiet der Vorfluter keine eiszeitlichen Vergletscherungen, die abgelagerten Sedimente sind wesentlich feiner, die Bodenbildung war intensiver und ließ tiefgründigere, gut wasserspeichernde Böden entstehen, die teilweise aber auch zu einem Abschluss des Grundwassers von der Atmosphäre führten. Anaerobe Reduktionsbedingungen können wiederum zu praktisch nitratfreiem – dafür ammoniumhaltigem – Grundwasser führen.

Generell muss festgehalten werden, dass – wie neueste Untersuchungen zeigen – auch nitratbelastete Grundwasserzuströme von den Nieder- und Hochterrassen zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen in den Zentralbereichen der Porengrundwasserkörper führen. Aufgrund der geringen Durchlässigkeitsbeiwerte und der daraus resultierenden minimalen Grundwasserfließgeschwindigkeiten und langen Verweilzeiten repräsentieren diese Zuströme die Bewirtschaftungsweisen zurück bis in die späten 80er Jahre.

Die Erfahrungen der letzten beiden Jahrzehnte zeigen, dass durch diverse Maßnahmen wie die Verordnung von Grundwasser-Schongebieten die Schadstoffeinträge vermindert und die Genusstauglichkeit des Grundwassers wiederhergestellt werden konnte. Kommt es jedoch zu Extremereignissen wie die Abfolge von trockenen Jahren (2002/2003) auf Jahre mit starker Grundwasserneubildung (2004/2005), reichen die gesetzten Maßnahmen der 90er-Jahre nicht aus, um dauerhaft eine angemessene Grundwasserqualität sicherstellen zu können.

Der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan – NGP

Der NGP sieht vor, dass durch das Setzen diverser Maßnahmen bei allen Wasserkörpern Österreichs innerhalb des ersten Bewirtschaftungszyklus' von 2009 bis 2015 der „guten Zustand“ nachgewiesen werden muss wobei ein „sehr guter Zustand“ nicht verschlechtert werden darf. Sollte dies aus

nachvollziehbaren Gründen nicht erreicht werden können, so ist ein zweimaliger Aufschub bis längstens 2027 möglich. Spätestens dann muss jedoch der Zielzustand gegeben sein, da ansonsten die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie nicht umgesetzt wurden und Österreich ein Vertragsverletzungsverfahren seitens der EU droht.

Die Maßnahmen, die zur Erreichung des Zielzustandes gesetzt werden dürfen, sind für den Grundwasserbereich in der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW definiert. Diese stellen aus wasserwirtschaftlicher Sicht derzeit keine drastischen Eingriffe dar, sondern sollen durch gezielte Aufklärung und Umsetzung diverser Förderprogramme und freiwilliger Maßnahmen zur Sicherung bzw. Erreichung des Zielzustandes führen.

Laut NGP sind in der Steiermark lediglich die Grundwasserkörper GK100098 Leibnitzer Feld [MUR] und GK100102 Unteres Murtal [MUR] aufgrund einer zu hohen Nitratbelastung als Beobachtungsgebiet ausgewiesen.

Schlussfolgerungen

Aus qualitativer Sicht bedarf es nach wie vor einiger Bemühungen, um bei den Porengrundwasserkörpern der Steiermark südlich von Graz bis Radkersburg den guten chemischen Zustand dauerhaft zu erhalten bzw. wiederherzustellen.

Zwar kann belegt werden, dass einerseits durch diverse Anordnungen, wie sie z.B. in den Verordnungen von Grundwasser-Schongebieten vorgeschrieben sind, und andererseits auch durch freiwillige Maßnahmen und Förderungen ein entsprechender Beitrag zum Grundwasserschutz geleistet wird.

Zusammenfassend muss jedoch festgehalten werden, dass bei witterungsbedingten Extremereignissen und örtlicher Konzentration der landwirtschaftlichen Nutzung die bisher gesetzten Maßnahmen nicht ausreichen, um dauerhaft die Genusstauglichkeit des Grundwassers sicherstellen zu können.

Daher müssen diverse Regelungen wiederkehrend evaluiert und einem ständigen Entwicklungsprozess unterworfen werden.

Jedenfalls muss aber angemerkt werden, dass aufgrund der geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten in den betroffenen Porengrundwasserkörpern bzw. der langen Aufenthaltszeiten in der ungesättigten Zone Änderungen in den landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweisen erst mit einer Verzögerung von mehreren Jahren wirksam werden. Zusätzlich konnte in Studien vergangener Jahre nachgewiesen werden, dass neben dem Grundwasserhauptstrom auch Zuströme von den unterschiedlichen Hoch- und Niederterrassen gegeben sind. Diese Zuströme mit oft hohen Nitratkonzentrationen bewegen sich aufgrund oft bedeutend geringerer Durchlässigkeiten wesentlich langsamer, sodass in diesen Wässern die Bewirtschaftungsformen der letzten Jahrzehnte ablesbar sind. Dies bedeutet, dass heute gesetzte Maßnahmen regional eventuell erst mit einer Verzögerung von mehreren Dekaden im Grundwasser wirksam werden können.

Aufgrund dieser Tatsache kann derzeit keine fachlich fundierte Aussage getroffen werden, wann die betroffenen Grundwasserkörper den guten Zustand erreicht haben werden bzw. ob und bis wann die gesetzten Maßnahmen die Genusstauglichkeit des Grundwassers auch in witterungsbedingten Ausnahmezeiten sicherstellen können.

Mit der flächendeckenden Umsetzung der „Richtlinien für die sachgerechte Düngung (6. Auflage)“ sollte eine nach-

haltige grundwasserverträgliche Bewirtschaftung und somit die flächenhafte Erreichung des chemischen Zielzustandes bei Grundwasser jedenfalls sichergestellt sein. Dafür ist es aber unbedingt notwendig, die Ertragslage realistisch abzuschätzen und das Abschlag- und Zuschlagssystem korrekt einzuhalten. Weiters müssen die standörtlichen Gegebenheiten hinsichtlich des Stickstoffbedarfes der Kulturen und des Speichervermögens des Bodens genau untersucht werden.

Der Einsatz digitaler Bodenkarten in der landwirtschaftlichen Umweltberatung anhand der Österreichischen Bodenkartierung bzw. der digitalen Bodenschätzreinkarte

Alexander Beichler^{1*} und Albert Bernsteiner²

Zusammenfassung

Die Novellierung einiger Schongebietsverordnungen in der Steiermark veranlassten die Landwirtschaftliche Umweltberatung ein GIS Projekt zu starten. Die Digitalisierung der Feldstücke durch den Landwirt sowie die digitalen Bodenkarten und Katastermappen bilden die Grundlage für das Projekt. Die Verschneidung dieser Daten führt zu sehr genauen Karten, die für die Umweltberatung wichtige Instrumente für Düngeplanungen darstellen. Landwirte erhalten übersichtliche Karten ihrer Feldstücke zur Bemessung der Düngung in den Schongebieten sowie zur Erfüllung der gesetzlichen Anforderungen. Die Anerkennung dieser Karten bei den zuständigen Behörden sowie die Einhaltung der Nutzungsrechte und eventueller Abgaben an das Finanzamt sind noch abzuklären.

Summary

The supreme objective of the Styrian government must be the provision of good quality drinking water to the public. To guarantee that there is a host of laws and decrees.

For example the protected area amending law of 1996 contains:

- temporal prohibition for easily soluble nitrogenous fertilizers
- restriction for the cultivation of corn and pumpkins
- prohibition of plant-protective agents with the substance triazine (for maize)
- liquid manure pit capacity sufficient for at least 6 months

The recent legal determinations e.g. the protected area amending law of Bad Radkersburg obliges the farmers to carry the soil map by each fertilization of corn and root crops on their tractors.

So the agricultural environment advisory team in Styria started a new project to handle this legal framework by using the digital soil map.

Einleitung

Landwirte in den Grundwasserschongebieten des Murtales sind per Verordnung verpflichtet, Mais und Kürbis nach Bodenarten der Bodenschätzreinkarte des BMF zu düngen. Die Auswertung der Umweltberatung zeigt, dass in den Grundwassergebieten zwischen Graz und Radkersburg, bezogen auf Bodenart und Zustandsstufe, über 160 verschiedene Kombinationen zu finden sind (vgl. *Abbildung 6*). Im Maisbau sind drei Düngeebenen (115, 160 und 170 (175) kg N/ha), im Kürbisbau zwei Düngeebenen (50 bzw. 80 kg N/ha) festgelegt (vgl. SCHONGEBIETSNOVELLE 1996 bzw. SCHONGEBIETSNOVELLE BAD RADKERSBURG 2008). Die gesetzlichen Bestimmungen in den Schongebieten Ehrenhausen, Westliches Leibnitzer Feld bzw. Bad Radkersburg verpflichten die Bewirtschafter bei ihren Düngearbeiten die erforderlichen Bodenschätzreinkarten mitzuführen.

Für die Bemessung der zulässigen Düngemenge ist die überwiegende Bodenart maßgeblich. Für Grundstücke mit verschiedenen Bodenformen – was häufig der Fall ist – sind

bei Überwiegen von Bodenformen mit hoher Austragsgefährdung diese begrenzend. Auf den analogen Plänen der Finanzreinschätzung kann das Ausmaß der Fläche je Bodenart nur geschätzt werden (s. *Abbildung 1*).

Rechtliche Grundlagen

Die Bodenschätzung der landwirtschaftlich nutzbaren Bodenflächen (vgl. § 1 BoSchäG 1970) umfasst die Untersuchung des Bodens auf seine Beschaffenheit und die kartenmäßige Darstellung der Bestandsaufnahme sowie die Feststellung der Ertragsfähigkeit auf Grund der natürlichen Ertragsbedingungen, d. s. Bodenbeschaffenheit, Geländegestaltung, klimatische Verhältnisse und Wasserverhältnisse.

Im Rahmen der Abgabe von analogen und digitalen Daten der Bodenschätzung sowie im Zuge der Inanspruchnahme von Geoinformationsdiensten verbleibt das Eigentum bei der Republik Österreich, vertreten durch das BMF (Finanzamt) und das BEV (BMF, 2007). Die Gebühren für die Ausstellung der in § 47 Abs. 2 Z 1 und 2 Vermessungsgesetz (VermG) angeführten Auszüge (Sach- und Grafikdaten aus

¹ Landwirtschaftliche Umweltberatung Steiermark, Kindermannngasse 8, A-8020 GRAZ

² Landwirtschaftliche Umweltberatung Steiermark, Hamerlinggasse 3, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: alexander.beichler@lfi-steiermark.at

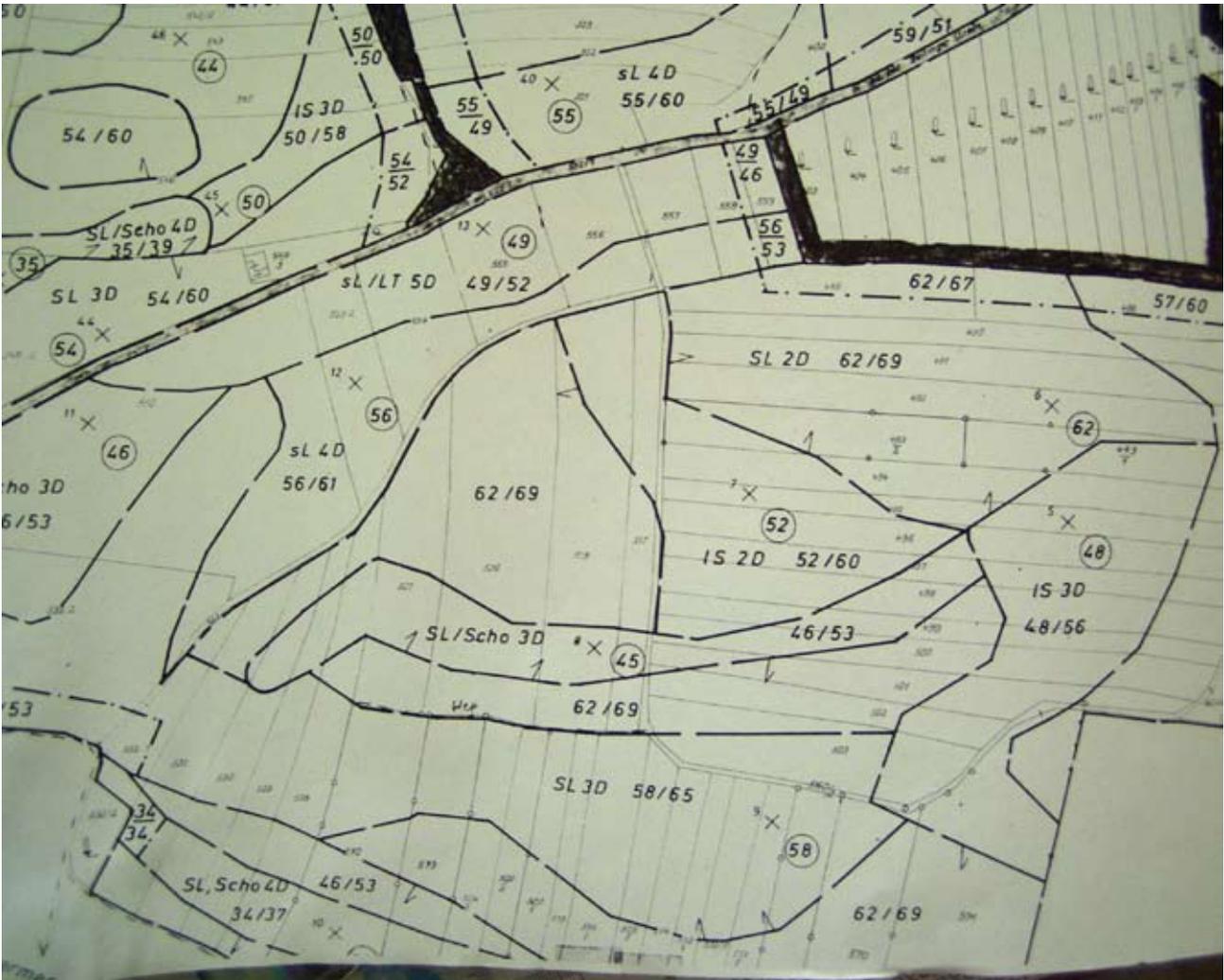


Abbildung 1: Analoge Bodenkarte, Quelle: Auszug aus Bodenschätzreinkarte, Bezirk Radkersburg, Umweltberatung 2009



Abbildung 2: Digitalisierte Feldstücke eines Betriebes, Quelle: <http://gis.lebensministerium.at/agrargis/>

der Grundstücksdatenbank im Format A3 und A4, die einem Kunden im Vermessungsamt unmittelbar übergeben werden) unterliegen der Vermessungsgebührenverordnung.

Mit 19.10.2009 wurde die Invekos-GIS-Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft veröffentlicht, welche rechtsverbindlich festlegt, dass

- Lage, Ausmaß und Nutzungsart sämtlicher beantragter Flächen (Herbstantrag, Mehrfachtantrag) unter verpflichtender Mitwirkung des Antragstellers digital (= Feldstückdigitalisierung) zu ermitteln sind
- die Basis für die Feldstückdigitalisierung die Hofkarte (Luftbildaufnahmen in Verbindung mit digitaler Katastermappe) unter Beachtung aktueller Bewirtschaftungsverhältnisse ist und
- für nicht digitalisierte Feldstücke keine Zahlungen (Einheitliche Betriebsprämie, ÖPUL, Ausgleichszulage,...) gewährt werden.

Das heißt, dass jeder Antragsteller eines Mehrfachtantrages (MFA) seit Herbst 2009 (Begrünungsprämie) verpflichtet ist, alle seine Feldstücke unter Beachtung der tatsächlich

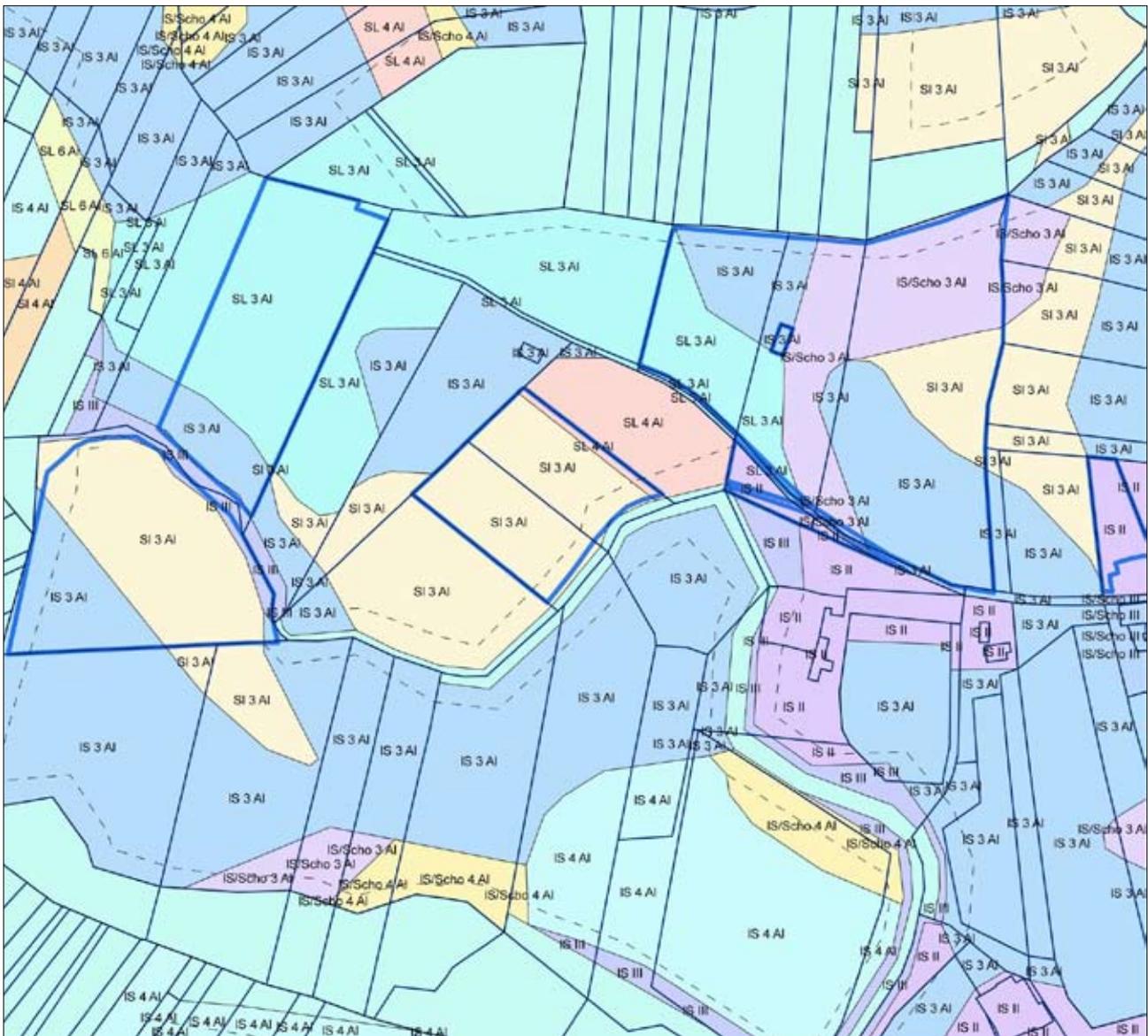


Abbildung 3: Digitale Bodenschätzreinkarte, Quelle: Umweltberatung 2009, Datengrundlage: GIS-Steiermark, BMF, BEV

in der Natur vorhandenen und nachvollziehbaren Bewirtschaftungsgrenzen bei seiner zuständigen Bezirkskammer für Land- und Forstwirtschaft digitalisieren zu lassen (s. *Abbildung 2*).

Der Einsatz der digitalen Bodenschätzreinkarte in der landwirtschaftlichen Umweltberatung

Die Verfügbarkeit von digitalen Bodenkarten ist die Voraussetzung für thematische Auswertungen und kartographische Darstellungen. Die Bodenkarte der Österreichischen Bodenkartierung stellt die Bodenverhältnisse der landwirtschaftlichen Nutzfläche Österreichs übersichtlich und leicht verständlich dar. Auf der Karte werden Flächen mit ähnlichen Boden- und Standortseigenschaften zusammengefasst. Die Web-GIS-Applikation eBOD stellt die Internetversion der digitalen Bodenkarte dar und ermöglicht

sämtliche Standortseigenschaften der landwirtschaftlich nutzbaren und kartierten Böden des Bundesgebietes gebührenfrei und unkompliziert abzurufen (BWF, 2009). Für die Düngebemessung in den Wasserschon- und Schutzgebieten der Steiermark sind diese allerdings zu ungenau. Durch die Digitalisierung der Bodenschätzreinkarte stehen jetzt sehr detaillierte Karten in digitaler Form zur Verfügung (s. *Abbildung 3*).

Die Digitalisierung der Bodenkarte und deren Verknüpfung mit Analysedaten, im Rahmen der Düngempfehlung, stellt eine neue Herausforderung in der landwirtschaftlichen Umweltberatung dar. Die digitalen Bodenkarten werden zentral im lokalen GIS System entsprechend den vorgegebenen Düngestufen in den jeweiligen Schongebietsverordnungen bearbeitet. Dabei werden die Bodenkarten entsprechend der maximalen Düngungshöhe in drei Stufen eingeteilt und farblich markiert. Die digitalisierten Feldstücke der Betriebe werden anschließend darüber gelegt, ausgeschnitten und in

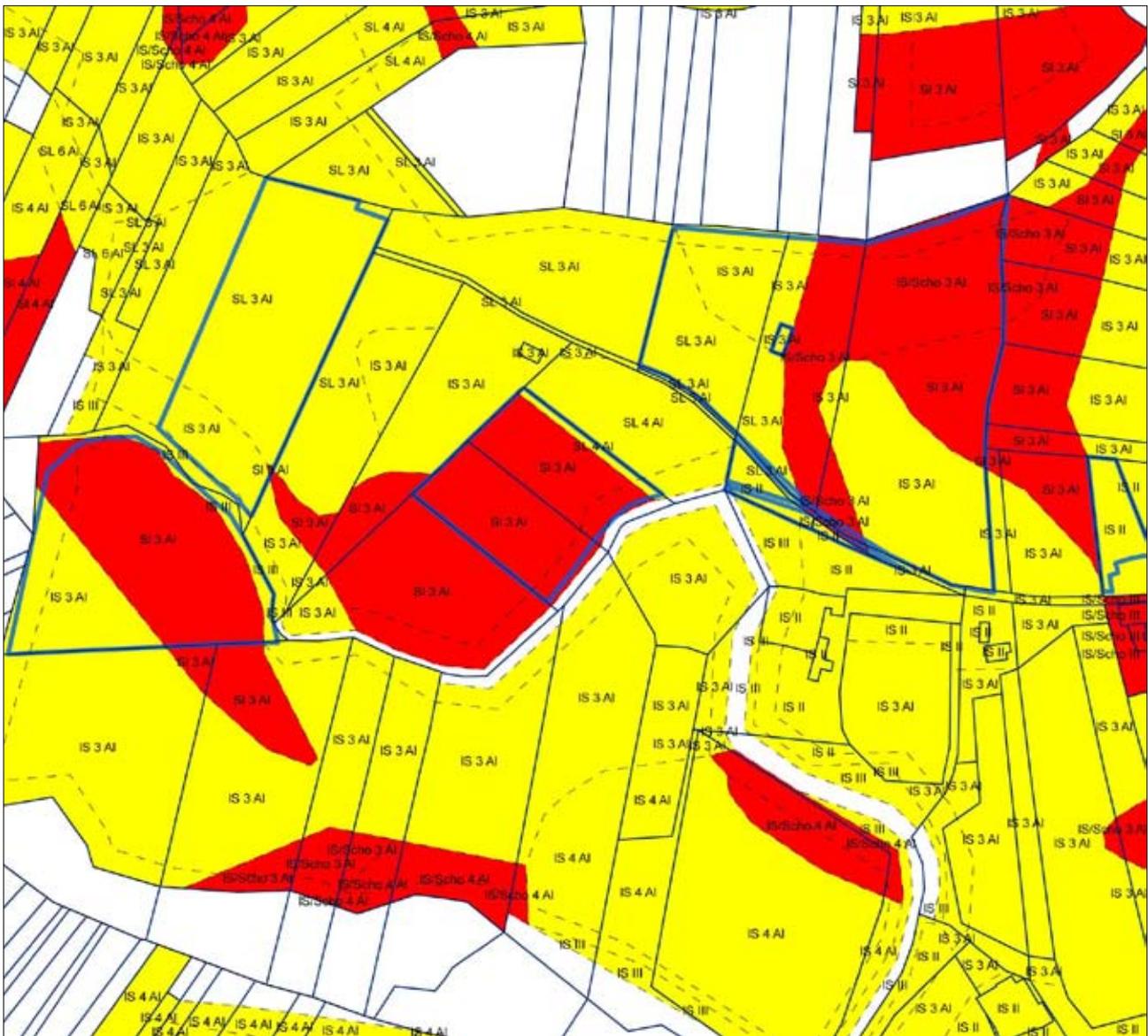


Abbildung 4: Bearbeitete Bodenkarte nach Düngungsstufen, inklusive Feldstücke, Quelle: Umweltberatung 2009, Datengrundlage: GIS-Steiermark, BMF, BEV

Form von Karten den Landwirten zur Verfügung gestellt. Diese Darstellung der Feldstücke ist nun mit den vorliegenden digitalen Bodenkarten relativ übersichtlich und einfach durchzuführen. Auf der unterlagerten Bodenkarte ist dann in der Regel sehr schnell die Düngestufe für die überwiegende Bodenart des betreffenden Feldstückes ersichtlich. Zusätzlich ist für Feldstücke, die nicht eindeutig einer Düngungsstufe zuordenbar sind, eine prozentuelle Auswertung nach Bodenarten möglich (vgl. *Abbildungen 4-6*). Die erforderliche Anerkennung seitens der zuständigen Behörde ist zu Redaktionsschluss noch ausständig.

Fazit und Ausblick

Bereits die bisherigen Ausführungen zeigen, dass in Österreich wichtige Bodeninformationen vorliegen und dass Bedarf an deren Einsatz und praktischer Anwendung besteht. Die Umsetzung eines Boden-Informations-Dienstes

(Stoffumsetzung im Boden), aufbauend auf die Mineralisierungsraten der Böden mit unterschiedlichen Bodenarten in Verbindung mit Temperaturen, Niederschlägen und Wassergehalt der Böden, ermöglichen neue Perspektiven in der Düngberatung. Diese Bodeninformationen, insbesondere die Hangneigungsstufen, bilden auch die Grundlage zur Auswertung von Grundstücken mit hoher Abschwemmungsgefahr (Stichwort: Bodenschutzrahmenrichtlinie). Um Anwendern den Einsatz von Bodendaten zu erleichtern, ist es daher unerlässlich, einen leicht verständlichen Überblick über vorhandene Informationen zu geben. Dafür müssen die Informationen gut strukturiert vorliegen, klar beschrieben sein und die Zugänglichkeit möglichst einfach gestaltet werden. Zur Erfüllung der Anforderungen von Land- und Wasserwirtschaft etc. ergeben sich für die Beratung in Grundwassergebieten folgende Aufgaben:

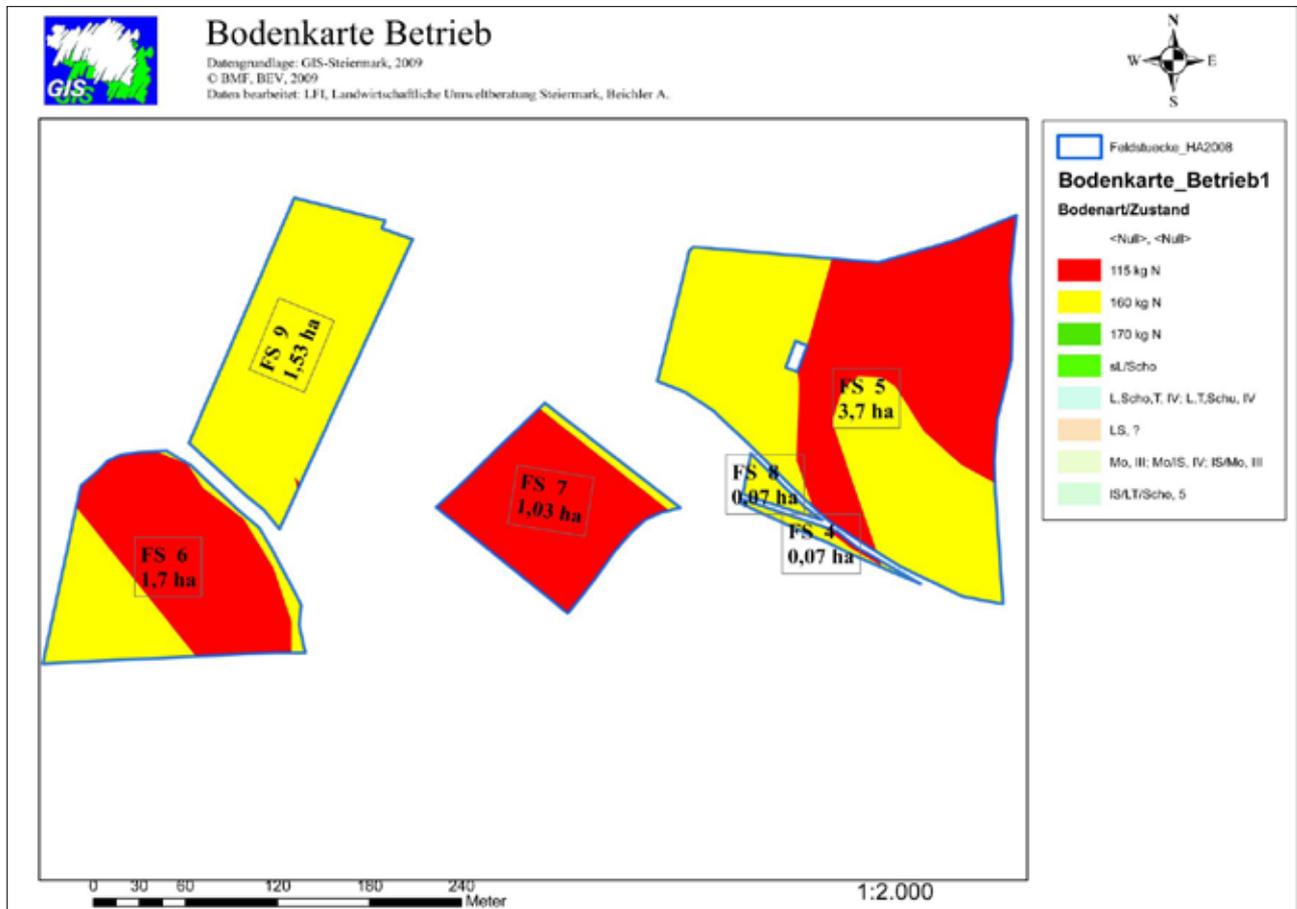


Abbildung 5: Fertige Bodenkarte für den Betrieb, Quelle: Umweltberatung 2009, Datengrundlage: GIS-Steiermark, BMF, BEV

Nr	Feldstück	KG-Nr	Gstk-Nr	Bodenart	Prozent
1	Gartenäcker	66308	213	L/T III	7
		66308	213	sL/LT 5 D	93
2	Gartenäcker2	66308	212	L/T III	9
		66308	212	sL/LT 5 D	91
		66308	213	L/T III	7
		66308	213	sL/LT 5 D	93
4	Hauswiese	66308	58/2	sL 5 D	35
		66308	58/2		2
		66308	58/2	L/T III	7
		66308	58/2	T IV	35
		66308	58/2	T IV	21
5	Hauswiese2	66308	58/2	T IV	35
		66308	58/2	T IV	21

Abbildung 6: Prozentuelle Auswertung der Feldstücke nach Bodenart, Quelle: Umweltberatung 2009, Datengrundlage: GIS-Steiermark, BMF, BEV

- Digitalisierung der Daten von Bodenkartierung und Bodenschätzung, sowie Ablage in allgemein zugänglichen Informationssystemen
- Ausbildung und Schulung von Personal zur digitalen Auswertung und Analyse von bodenkundlichen Felddaten

- Schaffung rechtlicher Voraussetzungen zur strukturierten Ablage und zum Zugang zu Bodendaten

Dadurch würde sich die Nutzbarkeit der umfangreichen Bodeninformationen, die in Österreich vorhanden sind, für viele Anwender entscheidend verbessern. (vgl. auch GERZABEK, 2002).

Literatur

- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG: Die Schongebietsnovelle 1996, Information der Rechtsabteilung 3, Graz, Februar 1997, 31-32.
- BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BWF): www.bfw.ac.at
- BUNDESMINISTERIUM FÜR FINANZEN: Standardentgelte und Nutzungsbedingungen für Daten der Bodenschätzung, gemäß § 16a BoSchätzG idGF, Stand 10/2007.
- GERZABEK M. H. et al., 2002: Boden – die unterschätzte Ressource? Wege zur Nutzung österreichischer Bodendatens(ch)ätze. In: Ländlicher Raum 1/2002, 9-10.
- INVEKOS-GIS-VERORDNUNG 2009: www.agrar-net.at
- LFİ STEIERMARK (LANDWIRTSCHAFTLICHE UMWELTBERATUNG) [Hrsg.]: Landwirtschaft und Gewässerschutz im Ackerbau, S.52 ff.
- Verordnung des Landeshauptmannes von Steiermark vom 9. Dezember 2008, mit der die Verordnung betreffend das Grundwasserschongebiet zum Schutz der Wasserversorgungsanlagen der Stadtgemeinde Bad Radkersburg geändert wird, LGBl. Nr. 121/2008.

Zeigerpflanzen für die Beurteilung des Bodenzustandes im Wirtschaftsgrünland

Andreas Bohner^{1*}

Zusammenfassung

Die Pflanzenverfügbarkeit der Nährelemente im Boden hängt von vielen Standortfaktoren und Bodeneigenschaften ab. Der Düngerbedarf der Grünlandbestände kann daher mittels routinemäßiger Bodenuntersuchung nur grob abgeschätzt werden. Das Risiko einer Fehleinschätzung wird minimiert, wenn für Düngeempfehlungen neben den notwendigen Bodenanalysedaten zumindest auch Zeigerpflanzen berücksichtigt werden. In dieser Arbeit wird über die praktischen Einsatzmöglichkeiten von Zeigerpflanzen in der Grünlandwirtschaft berichtet. Außerdem wird die Frage beantwortet, ob mit Hilfe von Zeigerpflanzen standortspezifische Intensivierungsgrenzen festgestellt werden können. Die wichtigsten Nährstoffzeiger, Magerkeitszeiger, Bodenverdichtungszeiger, Übernutzungszeiger und Lückenbüßer werden angeführt. Es handelt sich dabei um Arten, die im Gelände relativ leicht zu bestimmen sind und im Wirtschaftsgrünland häufig und weit verbreitet vorkommen.

Schlagwörter: Bioindikatoren, Standortbonität, Standortveränderungen, Düngeempfehlungen, Bewirtschaftungsfehler, standortspezifische Intensivierungsgrenzen

Summary

Plant nutrient availability in soil is influenced by numerous factors. Thus, the optimum rate of fertilizer addition to grassland soils can be assessed only roughly by means of standard soil test data. The risk of false fertilizer recommendations can be minimized, if in addition to necessary soil test data also indicator plants are considered. In this paper the practical use of indicator plants for the grassland management is discussed. Furthermore, an answer is given to the question whether by means of indicator plants site-specific limits of intensification can be assessed. The most important plant species indicating nutrient-rich soils, plant species adapted to nutrient-poor soils, plant species characteristic of compacted topsoils, plant species indicating too intensively managed grasslands and gap exploiters are presented. The plant species mentioned are well-investigated, easy to determine in the field and they are common and widespread in regularly managed grasslands in Austria.

Keywords: bioindicators, site quality, changing site conditions, fertilizer recommendations, wrong management practices, site-specific limits of intensification

Einleitung

Im Rahmen der routinemäßigen Bodenuntersuchung zur Bewertung der Nährstoffsituation wird in Österreich bei Dauergrünland der Oberboden (0-10 cm Bodentiefe) beprobt (ÖNORM L 1056). Die Bodenparameter, die zur Bewertung herangezogen werden, sind hauptsächlich der pH-Wert sowie der Phosphor- und Kalium-Gehalt. Phosphor und Kalium sind neben Stickstoff die wichtigsten Nährelemente im Grünlandboden (DIERSCHKE und BRIEMLE 2002). Die landwirtschaftliche Referenzmethode für die Bestimmung des Phosphor- und Kalium-Gehaltes ist die Calcium-Acetat-Lactat-Methode (CAL-Methode, ÖNORM L 1087). Insbesondere der CAL-lösliche Phosphor-Gehalt im Oberboden ist ein guter Indikator für das langjährige Düngungsniveau der Grünlandflächen (RUTHSATZ 2001, BOHNER 2005b). Der CAL-lösliche Kalium-Gehalt hingegen wird nicht nur von der Form und Höhe der ausgebrachten Düngermenge, sondern sehr wesentlich auch von der mineralogischen Zusammensetzung des bodenbildenden Substrates, vom Verwitterungsgrad und von der Verwitterungsintensität am Standort, von der Art der Bewirtschaftung und von der Nutzungshäufigkeit beeinflusst.

Die Grünlandböden im Mittleren Steirischen Ennstal und im Steirischen Salzkammergut sind – bewertet nach den RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG (2006) – meist sehr schlecht mit CAL-löslichem Phosphor versorgt (*Abbildung 1*). Der Großteil der untersuchten Grünlandböden fällt in die Gehaltsklasse A (sehr niedrige Phosphor-Gehalte). Deutlich günstiger ist die Versorgung mit CAL-löslichem Kalium (*Abbildung 2*); die Mehrheit der untersuchten Grünlandböden befindet sich in der Gehaltsklasse C (ausreichende Kalium-Gehalte). Auch HEINZL-MAIER et al. (2005) sowie BOHNER und SCHINK (2007) mussten in anderen österreichischen Naturräumen den Großteil ihrer untersuchten Grünlandböden hinsichtlich des Gehaltes an CAL-löslichem Phosphor der Gehaltsklasse A zuordnen. Nach GERZABEK et al. 2004 zeigen Grünlandböden in Österreich tendenziell eine Unterversorgung mit CAL-löslichem Phosphor. Aus diesen Befunden könnte man zunächst einmal einen erhöhten Phosphor-Düngerbedarf der meisten österreichischen Grünlandböden ableiten. Eine Intensivierung der Phosphor-Düngung hätte allerdings unter gewissen Voraussetzungen negative Auswirkungen auf die floristische Artenvielfalt und Gewässergüte. Ein steigender Phosphor-Gehalt im Grünlandboden kann nämlich zu einer

¹ Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (LFZ), Abteilung für Umweltökologie, Raumberg 38, A-8952 IRDNING

* Ansprechpartner: andreas.bohner@raumberg-gumpenstein.at

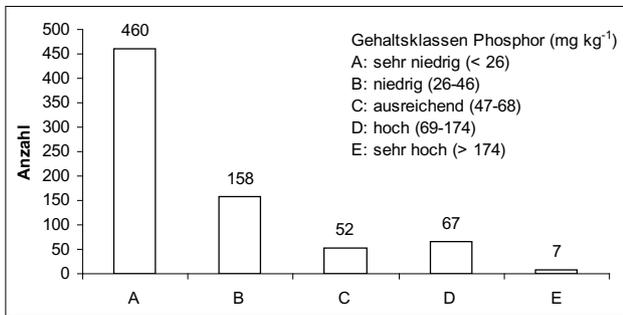


Abbildung 1: Phosphor-Gehaltsklassen (CAL-Methode) von Grünlandböden im Mittleren Steirischen Ennstal und im Steirischen Salzkammergut (n = 744)

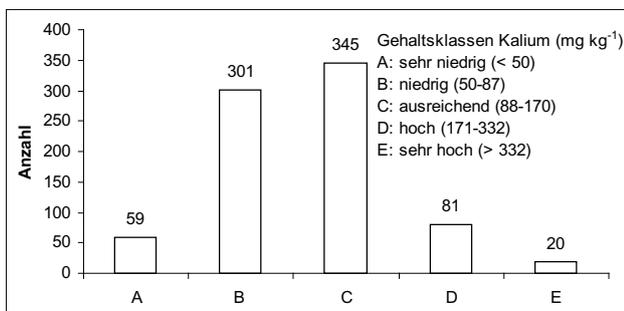


Abbildung 2: Kalium-Gehaltsklassen (CAL-Methode) von Grünlandböden im Mittleren Steirischen Ennstal und im Steirischen Salzkammergut (n = 806)

Verminderung der Artenvielfalt im Pflanzenbestand (JANSSENS et al. 1998, BOHNER 2005a) und zu einem erhöhten Phosphor-Eintrag in die Gewässer führen (MEISSNER et al. 1992, FROSSARD et al. 2004). Andererseits sind auf Grund dieser Befunde auch Zweifel an der Richtigkeit der CAL-Methode und Gehaltsklassen-Einstufung berechtigt. Vor allem eine Überprüfung der zurzeit gültigen Gehaltsklassen-Einstufung für den CAL-löslichen Phosphor-Gehalt von Grünlandböden gemäß den RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG (2006) ist dringend notwendig.

Somit besteht zur dargestellten Thematik ein hoher Forschungsbedarf mit großer landwirtschaftlicher, wasserwirtschaftlicher und naturschutzfachlicher Relevanz. Es stellt sich die Frage, ob für die Ableitung von Düngeempfehlungen neben den notwendigen Bodenanalysedaten auch noch weitere Standortfaktoren und Bodeneigenschaften sowie Bioindikatoren berücksichtigt werden sollten. Insbesondere Zeigerpflanzen bieten sich hierfür an. Das primäre Ziel dieser Arbeit ist es daher, über die Einsatzmöglichkeiten von Zeigerpflanzen für die Beurteilung und Bewertung des Nährstoff- und Strukturzustandes von Grünlandböden zu berichten. Außerdem soll die Frage beantwortet werden, ob mit Hilfe von Zeigerpflanzen standortspezifische Intensivierungsgrenzen festgestellt werden können. In diesem Zusammenhang sind vor allem Zeigerpflanzen für den Nährstoffhaushalt, die Bodenstruktur, die Nutzungsintensität und den Vegetationsdeckungsgrad relevant. In dieser Arbeit werden daher die wichtigsten Nährstoffzeiger, Magerkeitszeiger, Bodenverdichtungszeiger, Übernutzungzeiger und Lückenbüßer des Wirtschaftsgrünlandes genannt.

Möglichkeiten und Grenzen der Bodenuntersuchung

Die chemische Bodenanalyse ist ein wertvolles Mittel, um einen Überblick über den Versorgungsgrad der Grünlandböden mit Nährstoffen zu bekommen. Sie wird in der Düngerberatung für die Ermittlung des Düngerbedarfs und als Basis für Düngeempfehlungen verwendet. Auf Grund der Daten aus den chemischen Bodenanalysen können verschiedene Grünlandflächen im Hinblick auf ihren Nährstoffgehalt im Boden miteinander verglichen werden, unter der Voraussetzung dass dieselbe chemische Untersuchungsmethode verwendet wurde. Bei einer korrekten, sorgfältig und kontinuierlich in bestimmten Zeitabständen durchgeführten Probenahme können aus den Analyseergebnissen Trends der Veränderung des Nährstoffgehaltes im Boden auf einer Grünlandfläche festgestellt werden. Im Rahmen der routinemäßigen Bodenuntersuchung wurde aus allen österreichischen Naturräumen für das Grünland bereits eine sehr große Zahl an Daten mit einheitlichen Analysemethoden erhoben, sodass eine Bewertung der einzelnen Bodenuntersuchungsergebnisse durch Vergleich mit einem großen Datenmaterial möglich ist.

Der Wert der chemischen Bodenanalyse für die Düngerberatung ist unbestritten und als hoch einzuschätzen. Als ausschließliches Kriterium für die Ermittlung des Düngerbedarfs und die Ableitung von Düngeempfehlungen reicht die chemische Bodenanalyse allerdings aus mehreren Gründen nicht aus. Solche wesentliche Gründe sind:

1. Im Rahmen der Bodenuntersuchung können Fehler bei der Probenahme, Probenvorbereitung und Lagerung sowie bei der Laboranalyse auftreten (OBENAUF 1987). Für die routinemäßige chemische Bodenanalyse werden normalerweise luftgetrocknete, gesiebte und homogenisierte Bodenproben verwendet. Dabei werden Bodenaggregate zerstört und Mikrokompartimentierungen im Boden aufgehoben, wie zum Beispiel Ungleichgewichte im chemischen Zustand zwischen dem Aggregataußenbereich und dem Aggregatinneren. Werden Bodenaggregate im Grünlandboden vorwiegend um-, jedoch nicht durchwurzelt (wie beispielsweise in einem stark verdichteten Oberboden), dann wird mit den homogenisierten Bodenproben durch die Zerstörung der Bodenaggregate und Entblößung der inneren Aggregatoberflächen der für die Pflanzenernährung relevante chemische Bodenzustand möglicherweise falsch beurteilt (HILDEBRAND 1986, KAUPENJOHANN et al. 1987, MARSCHNER 1998). Außerdem muss noch berücksichtigt werden, dass durch die Lufttrocknung der Bodenproben ein Mobilisierungseffekt bei einzelnen Nähr- und Schadelementen eintreten kann (HILDEBRAND 1986, CAMPBELL et al. 1995).

2. Bei der routinemäßigen chemischen Bodenuntersuchung wird nur der Feinboden (Durchmesser kleiner 2 mm) beprobt. Grünlandböden können aber einen hohen Skelettgehalt (Grobanteil) aufweisen und die Gründigkeit kann gering sein. In beiden Fällen wird das routinemäßig ermittelte Nährstoffangebot für die Pflanzenwurzeln deutlich überschätzt. Daher sollten die Nährstoffgehalte (mg kg^{-1}) auch in Nährstoffmengen (kg ha^{-1}) im durchwurzelt Boden umgerechnet werden, insbesondere bei sehr

flachgründigen und skelettreichen Grünlandböden. Dazu müssen die Lagerungsdichte, der Skelettgehalt (Grobanteil) und die Mächtigkeit des durchwurzelten Bodenraumes bekannt sein.

3. Die Durchwurzelungstiefe beträgt unter Dauergrünland etwa 60 cm, wobei einzelne Pflanzenarten des Grünlandes allerdings auch maximale Wurzeltiefen von 100 cm und mehr erreichen können (SOBOTIK, mündliche Mitteilung). Für Routineuntersuchungen werden die Bodenproben nur aus dem Oberboden entnommen, weil sich bei Dauergrünland etwa 90 % der Wurzelmasse in den obersten 10 cm des Bodens befinden (DIERSCHKE und BRIEMLE 2002), weil im Oberboden die Nährstoffgehalte meist höher als im Unterboden sind und daher der Großteil der Nährstoffe von den Pflanzenwurzeln aus dem Oberboden aufgenommen werden (MARSCHNER 1998). Allerdings tragen auch die Nährstoffgehalte im durchwurzelten Unterboden zur Nährstoffversorgung der Grünlandpflanzen bei, insbesondere in niederschlagsarmen Vegetationsperioden. Vom Nährstoffgehalt im Oberboden kann nicht auf die Nährstoffsituation im Unterboden geschlossen werden. Daher sollte auf „Problemflächen“ unter Umständen auch der durchwurzelte Unterboden beprobt werden. Dadurch wäre eine Abschätzung der potenziell verfügbaren Nährstoffmengen im gesamten Wurzelraum möglich.

4. Mit routinemäßigen bodenchemischen Analysemethoden können nicht alle quantitativ wichtigen Pflanzennährstoffe im Grünlandboden hinreichend genau gemessen werden. Stickstoff beispielsweise ist für die Grünlandpflanzen mengenmäßig das wichtigste Nährelement und bestimmt daher am stärksten den Ertrag (WHITEHEAD 1995). Außerdem beeinflusst Stickstoff sehr wesentlich die Artenzusammensetzung der Grünlandvegetation (DIERSCHKE und BRIEMLE 2002). Die N_{\min} -Methode (ÖNORM L 1091) dient gelegentlich auch im Grünland als Basis für Stickstoff-Düngeempfehlungen. Mit dieser Methode kann aber nur die Menge an anorganischem Stickstoff im Grünlandboden zum Zeitpunkt der Probenahme abgeschätzt werden. Die für die Düngerberatung viel wichtigere Stickstoff-Mineralisierung (Nachlieferung) während der Vegetationsperiode hingegen kann mit den routinemäßigen Bodenanalysemethoden nicht befriedigend bestimmt werden. Der im Labor unter definierten Temperatur- und Feuchtebedingungen ermittelte „nachlieferbare Stickstoff“ (KANDELER 1993) gibt nur das potenzielle Stickstoff-Nachlieferungsvermögen eines Grünlandbodens wieder. Die Rate der Stickstoff-Mineralisierung ist unter natürlichen Standortbedingungen meist deutlich niedriger. In Abhängigkeit von der mikrobiellen Aktivität, vom Wärme- und Wasserhaushalt am Standort wird auf einer Grünlandfläche meist nur ein Teil des „nachlieferbaren Stickstoffs“ auch tatsächlich mineralisiert.

5. Die Bodenmikroorganismen haben eine große Bedeutung für die Freisetzung von potenziell pflanzenverfügbaren Nährstoffen im Grünlandboden. Insbesondere die Verfügbarkeit von Stickstoff, Phosphor und Schwefel wird stark von der Mikroorganismen- und Enzymaktivität im Boden bestimmt (STAHR et al. 2008). Bodenmikrobiologische Kennwerte werden in der Düngerberatung allerdings nur sehr selten berücksichtigt, weil die hierfür notwendigen mikrobiologischen Untersuchungsmethoden meist nicht

routinemäßig angeboten werden oder relativ teuer sind. Für die Interpretation der Untersuchungsergebnisse fehlen außerdem oft standortspezifische Vergleichswerte (MÄDER et al. 2008).

6. Die räumliche Variabilität einzelner Bodenkennwerte ist auf einer Grünlandfläche manchmal sehr groß. Viele Gründe können dafür verantwortlich sein. Das Substrat für die Bodenbildung, der Bodentyp, die Bodenart, der Humusgehalt, der Grobsteingehalt und die Gründigkeit können kleinräumig wechseln (BECKETT und WEBSTER 1971). Natürliche Nährstoffanreicherungsstandorte sind Mulden, Unterhänge oder Hangfußlagen. Auch eine ungleichmäßige Düngerverteilung auf der Grünlandfläche kann im Oberboden zu kleinräumigen Unterschieden im Nährstoffgehalt führen. Die räumliche Heterogenität ist vor allem in Dauerweiden sehr ausgeprägt. Nährstoffanreicherungsstellen befinden sich in der unmittelbaren Umgebung von Viehtränken (WEST et al. 1989), im bevorzugten Lagerbereich der Weidetiere, beim Weideeingang (BOHNER und TOMANOVA 2006) sowie generell unterhalb von Kot- oder Uringeistellen (BECKETT und WEBSTER 1971). Die Entnahme von Bodenproben erfordert daher besondere Sorgfalt. Die Probenahmefläche, auf der Einzelproben repräsentativ entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt werden, sollte weitgehend homogen sein. Die Nährstoffanreicherungsstellen sollten bei der Bodenprobenahme ausgelassen oder getrennt von der restlichen Grünlandfläche beprobt werden, wenn die Ergebnisse der Bodenuntersuchung die Basis für Düngeempfehlungen sind.

7. Auch die zeitliche Variabilität einzelner Bodenkennwerte ist auf einer Grünlandfläche manchmal sehr groß. Der Gehalt des Bodens an potenziell pflanzenverfügbaren Nährstoffen beispielsweise weist während der Vegetationszeit in der Regel starke zeitliche und saisonale Schwankungen auf. Die Nährstoffgehalte können auch von Jahr zu Jahr auf derselben Grünlandfläche beträchtlich variieren. Hauptverantwortlich dafür sind die Witterungsverhältnisse während der Vegetationsperiode und die Witterungsunterschiede zwischen den Jahren, denn die Witterung beeinflusst die Bodentemperatur und den Bodenwassergehalt, somit auch alle biologische und chemische Prozesse im Grünlandboden. Für die saisonalen Schwankungen einzelner Nährelemente ist vor allem die pflanzliche Aufnahme verantwortlich. Die Grünlandvegetation hat in der Regel im Frühjahr zur Zeit des stärksten Pflanzenwachstums ihren höchsten Nährstoffbedarf und nimmt in dieser Zeit auch die meisten Nährstoffe aus dem Boden auf. In den Herbstmonaten hingegen ist die pflanzliche Aufnahme vergleichsweise geringer. Daher ist während der Hauptwachstumsperiode, insbesondere aber im Frühling zur Zeit des stärksten Pflanzenwachstums die Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung im Allgemeinen relativ niedrig und sie steigt in den Herbstmonaten auf Grund der abnehmenden pflanzlichen Aufnahme sehr häufig an (BOHNER 2008). Die chemischen Bodenuntersuchungsergebnisse gelten auf Grund der zeitlichen Variabilität einzelner chemischer Bodenparameter meist nur für den Zeitpunkt der Probenahme. Eine chemische Bodenanalyse liefert daher oft nur Informationen über einen „Augenblickszustand“. Auf Grund der teilweise starken zeitlichen Veränderungen im Verlaufe einer Vegetationspe-

riode werden Extremwerte, die einzelne bodenchemische Parameter kurzfristig einnehmen können, bei einer einmaligen Probenahme meist nicht erkannt. In der Regel sind aber gerade Extremwerte von entscheidender Bedeutung für die Pflanzenernährung und den Umweltschutz. Anstelle einer einmaligen Untersuchung des Bodens im Hinblick auf potenziell pflanzenverfügbare Nährstoffe wären daher für die Ableitung von Düngeempfehlungen Probenahmen während der gesamten Vegetationsperiode (Zeitreihenanalysen) notwendig (KNAUER 1972). Dies ist aber aus Zeit- und Kostengründen in der Praxis nicht durchführbar. Das Risiko einer Fehlinterpretation von chemischen Bodenanalysedaten wird allerdings minimiert, wenn die Bodenproben immer zur gleichen Jahreszeit bei annähernd vergleichbaren Bodentemperaturen und Bodenwassergehalten entnommen werden (OBENAUF 1987). Bei der Probenahme sollte daher immer auch die Witterung berücksichtigt werden.

8. Der CAL-lösliche Phosphor-Gehalt im Grünlandboden ist eine Phosphor-Fraktion aus der Düngerberatung. Auf dieser Basis werden Phosphor-Düngeempfehlungen abgegeben. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die CAL-Methode die Phosphor-Verfügbarkeit in Böden mit hohem CaCO_3 -Gehalt erheblich unterschätzt (ZORN und KRAUSE 1999). Mit der CAL-Methode wird der CAL-lösliche Phosphor-Pool im Grünlandboden erfasst. Dieser beträgt nach derzeitigem Kenntnisstand etwa 3 % vom Phosphor-Gesamtgehalt. Somit ist nur ein sehr kleiner Teil des gesamten Phosphor-Vorrates im Grünlandboden mit der CAL-Methode extrahierbar. Der in der organischen Substanz des Bodens gebundene Phosphor ist die dominierende Phosphor-Fraktion und folglich der größte Phosphor-Pool in den Grünlandböden (BOHNER 2008). Der Anteil des organisch gebundenen Phosphor am Phosphor-Gesamtgehalt macht nach derzeitigem Kenntnisstand im Durchschnitt etwa 73 % aus. Der organische Phosphor-Pool ist daher eine wesentliche potenzielle Phosphor-Quelle für die Grünlandvegetation und kann durch eine intensive Bodenmikroorganismen-tätigkeit mobilisiert werden. Mit der CAL-Methode wird der organisch gebundene Phosphor allerdings nicht erfasst. Mittels CAL-Extraktion ist in erster Linie eine qualitative Bewertung des Phosphor-Versorgungszustandes von Grünlandböden möglich. Eine quantitative Ableitung der benötigten Düngermenge oder Aussagen zur Pflanzenverfügbarkeit sind hingegen kaum möglich (JUNGK 1993).

9. Auch bodenphysikalische Eigenschaften können ertragsbegrenzende Faktoren sein (Wassermangel, Luftmangel, hoher mechanischer Eindringwiderstand für Pflanzenwurzeln). Bodenphysikalische Parameter werden im Rahmen der routinemäßigen Bodenuntersuchung normalerweise nicht erfasst. Der Bodenwasserhaushalt beispielsweise bestimmt nicht nur die Artenzusammensetzung der Grünlandvegetation (DIERSCHKE und BRIEMLE 2002), sondern beeinflusst auch sehr wesentlich die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit der Nährelemente im Grünlandboden. Der Wasserhaushalt von Grünlandböden kann ohne aufwendige, ganz- oder mehrjährige bodenphysikalische Messungen auf Grund des Bodentyps unter Berücksichtigung weiterer Standortfaktoren und Bodeneigenschaften (Klima, Relief, Gründigkeit, Bodenart, Grobsteingehalt, Humusgehalt, Hu-

musmenge) meist hinreichend genau beurteilt und bewertet werden. Der Bodentyp zählt allerdings zu den konservativen Bodeneigenschaften. Deswegen ist die Feststellung des aktuellen Bodenwasserhaushalts an einem Grünlandstandort manchmal problematisch. Charakteristische Hydromorphiemerkmale bleiben im Boden lange erhalten und müssen mit den gegenwärtigen Bodenwasserverhältnissen nicht übereinstimmen. Bei schlecht zeichnenden Böden hingegen ist ein Grund-, Stau- oder Hangwassereinfluss oft makromorphologisch nicht erkennbar.

10. Der problematischste Punkt jedoch ist, dass mittels chemischer Bodenanalyse lediglich der potenziell verfügbare Nährstoffgehalt im Grünlandboden bestimmt werden kann. Ob diese Nährstoffe auch tatsächlich pflanzenaufnehmbar sind, kann nicht festgestellt werden. Die Pflanzenverfügbarkeit der Nährelemente im Grünlandboden und die Nährstoffaufnahme der Grünlandpflanzen hängen nämlich von vielen Faktoren ab. Die Pflanzenwurzeln nehmen die Nährstoffe direkt aus der Bodenlösung auf. Daher haben insbesondere die Konzentration und Relation der Nähr- und Schadelemente in der Bodenlösung während der Vegetationsperiode, die mobilisierbaren Nährstoffreserven im durchwurzelten Boden, die Rate, mit der die Bodenlösung durch die Bodenfestphase wieder aufgefüllt wird (Desorption, Lösung, Mineralisation) und die Rate, mit der die Nährstoffe in der Bodenlösung zur aufnahmeaktiven Wurzel gelangen (Massenfluss, Diffusion) eine erhebliche Bedeutung für die Nährstoffversorgung der Grünlandpflanzen. Der Nährstofftransport durch Massenfluss und Diffusion wird sehr wesentlich vom Bodenwasserhaushalt bestimmt. Generell ist die Nährstoffanlieferung zu den Pflanzenwurzeln und folglich die Verfügbarkeit um so größer, je höher der Wassergehalt im Boden und die Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung sind. Entscheidend für die Nährstoffaufnahme sind aber auch Pflanzenfaktoren wie beispielsweise Wurzelausscheidungen und wurzelinduzierte Veränderungen in der Rhizosphäre, Wurzelwachstumsrate, Größe der aufnahmeaktiven Wurzeloberfläche oder Wurzellänge. Je größer die Wurzeldichte (Anzahl von Feinwurzeln pro m^2 Boden) im Grünlandboden ist, desto höher ist auch die Nährstoffausbeute der Grünlandpflanzen. Durch eine große aufnahmeaktive unterirdische Phytomasse erhöht sich nämlich die räumliche Verfügbarkeit der Nährstoffe im Boden durch Verminderung der Distanz, die die Nährionen zu den Pflanzenwurzeln durch Massenfluss und Diffusion zurücklegen müssen. Die chemische Bodenanalyse liefert somit hauptsächlich einen Hinweis für die Kapazität eines Bodens den Pflanzen Nährstoffe zu liefern, aber sie berücksichtigt nicht die Mobilität (räumliche Verfügbarkeit) der Nährstoffe im Boden. Daher reicht eine routinemäßige Bodenuntersuchung für die Charakterisierung der Nährstoffversorgung der Grünlandpflanzen in der Regel nicht aus (JUNGK 1993, MARSCHNER 1998, SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002, STAHR et al. 2008).

Trotz einiger Probleme, Einschränkungen und Fehlermöglichkeiten ist eine regelmäßige Bodenuntersuchung zur Charakterisierung des Nährstoffzustandes von Grünlandböden unbedingt anzuraten. Der Düngerbedarf der Grünlandbestände kann hingegen ohne Einbeziehung weiterer standortspezifischer Faktoren und Bodeneigenschaften, die

die Pflanzenverfügbarkeit der Nährelemente beeinflussen (insbesondere Wärme- und Wasserhaushalt, Durchwurzelbarkeit und Durchwurzelungsdichte, mikrobielle Aktivität) nur sehr grob abgeschätzt werden. Das Risiko einer Fehleinschätzung wird minimiert, wenn für Düngeempfehlungen neben den notwendigen Bodenanalysedaten zumindest auch Zeigerpflanzen berücksichtigt werden.

Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation mittels Zeigerpflanzen

Die einzelnen Pflanzenarten kommen im Dauergrünland nicht wahllos nebeneinander vor. Nur Arten mit ähnlichen Standortansprüchen können miteinander existieren, sie bilden eine Pflanzengesellschaft. Die Artenzusammensetzung der Grünlandvegetation ist abhängig von den natürlichen Standortseigenschaften (Wärme-, Wasser-, Luft- und (Nähr)stoffhaushalt, Gründigkeit und Grobsteingehalt) und den jeweiligen Bewirtschaftungsmaßnahmen (Düngung, Nutzung, Bestandespflege). Einige Pflanzenarten sind besonders eng an bestimmte Standortseigenschaften und Bewirtschaftungsmaßnahmen gebunden und sie reagieren äußerst empfindlich gegenüber deren Veränderungen. Diese Pflanzenarten können daher als Bioindikatoren (Zeigerpflanzen) verwendet werden. Zeigerpflanzen sind somit Arten, deren Vorkommen oder Fehlen, deren Zu- oder Abnahme in einem Pflanzenbestand Hinweise auf bestimmte Standortseigenschaften, Bewirtschaftungsmaßnahmen und deren Veränderungen geben (ELLENBERG 1981, BICK 1982, SUKOPP et al. 1986). Sie liefern wertvolle Informationen über den Zustand der Böden und die Trends ihrer Entwicklung (vgl. FREUDENSCHUSS und HUBER 2001). Zeigerpflanzen sind Bioindikatoren, mit deren Hilfe

- die Standortbonität rasch und flächenhaft festgestellt,
- Standortveränderungen, Düngungs- und Bewirtschaftungsfehler frühzeitig erkannt,
- die Notwendigkeit von standortspezifischen Düngungs- und Pflegemaßnahmen einfach und nachvollziehbar abgeleitet,
- der Erfolg von Düngungs- und Pflegemaßnahmen kontrolliert,
- die Befahrbarkeit und Trittfestigkeit des Bodens flächenhaft beurteilt und
- das Nährstoffaustragspotenzial qualitativ abgeschätzt werden können.

Kleinräumige Standortunterschiede und die natürliche räumliche Variabilität der ökologisch relevanten Bodeneigenschaften können einfach und rasch während der Vegetationsperiode festgestellt werden. Dadurch wird eine standortangepasste, pflanzenbedarfsgerechtere und somit umweltschonendere Düngung möglich. Der aktuelle Wasserhaushalt von Grünlandböden kann besser beurteilt und bewertet werden, wenn zusätzlich zum Bodentyp auch noch Zeigerpflanzen berücksichtigt werden. Außerdem integrieren Zeigerpflanzen die Standortfaktoren zumindest über die Vegetationsperiode, meistens sogar über mehrere Jahre (FISCHER et al. 2008), sodass jährliche und jahreszeitliche Schwankungen sowie Extremwerte von einzelnen physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften erfasst werden.

Die Beurteilung und Bewertung eines Grünlandstandortes mit Hilfe von Zeigerpflanzen ist mit einem geringen Arbeitsaufwand verbunden, relativ einfach und rasch im Gelände während der Vegetationsperiode ohne Messinstrumente oder Geräte flächendeckend durchführbar und verursacht keine Kosten. Als Zeigerpflanzen eignen sich nur jene Arten, die

- einen hohen Zeigerwert besitzen, der auch großräumig gültig ist
- gegenüber Veränderungen der Standortseigenschaften und Bewirtschaftungsmaßnahmen relativ schnell reagieren
- taxonomisch gut erforscht sind und deren ökologisches Verhalten genau bekannt ist
- im Gelände leicht zu bestimmen sind
- im Wirtschaftsgrünland häufig und weit verbreitet vorkommen.

Für die Beurteilung und Bewertung eines Grünlandstandortes mit Hilfe von Zeigerpflanzen genügt die Kenntnis einiger weniger charakteristischer Zeigerarten.

Es gibt Zeigerpflanzen für verschiedene Standortseigenschaften und Bewirtschaftungsfaktoren:

- Nährstoffhaushalt (Nährstoffzeiger, Magerkeitszeiger)
- Säuregrad des Bodens (Säurezeiger, Karbonatzeiger)
- Bodenwasserhaushalt (Trockenheitszeiger, Wechselfeuchte-, Feuchte- und Nässezeiger)
- Wärmehaushalt (Wärmezeiger, Kältezeiger)
- Bodenstruktur (Bodenverdichtungszeiger)
- Nutzungsintensität (Übernutzungszeiger, Unternutzungszeiger)
- Vegetationsdeckungsgrad (Lückenbüßer).

Einige Zeigerpflanzen können mehreren Zeigerartengruppen zugeordnet werden; sie haben eine Indikatorfunktion für mehrere Standortfaktoren. Der Bürstling (*Nardus stricta*) beispielsweise ist nicht nur ein Säurezeiger, sondern gleichzeitig auch ein Magerkeitszeiger. Das Gewöhnliche Rispengras (*Poa trivialis*) hingegen ist sowohl ein Lückenbüßer als auch ein Übernutzungszeiger.

Aus dem Vorkommen oder Fehlen von Zeigerarten im Pflanzenbestand können Standortmängel flächenhaft festgestellt sowie Düngungs- und Bewirtschaftungsfehler frühzeitig erkannt werden. Allerdings sind Rückschlüsse auf den Standort und die Bewirtschaftung nur bei besonders starkem Auftreten einer Zeigerart (z.B. Stumpfblatt-Ampfer mit großer Individuenzahl und hohem Deckungsgrad im Pflanzenbestand) oder beim Vorkommen mehrerer bis vieler Arten mit gleichem Zeigerwert (z.B. zahlreiche Magerkeitszeiger mit höherer Individuenzahl im Pflanzenbestand) möglich. Aus der Anwesenheit einer einzigen Zeigerart mit geringer Individuenzahl (z.B. vereinzelter Vorkommen des Gänseblümchens im Pflanzenbestand) kann keine Aussage über den Standort oder die Bewirtschaftung gemacht werden (PLACHTER 1989). Grundsätzlich sollte nicht nur das Vorkommen, die Individuenzahl und der Deckungsgrad von einzelnen Zeigerpflanzen oder das Fehlen von Zeigerarten in einem für sie geeignet erscheinenden Lebensraum berück-

sichtigt werden. Um Fehlinterpretationen weitgehend zu vermeiden, sollten alle Arten eines Pflanzenbestandes, also die floristische Zusammensetzung der Pflanzengesellschaft, betrachtet werden. Mehrere, gegenüber den entscheidenden Standortfaktoren ähnlich reagierende Zeigerarten (Gruppe von Zeigerarten mit annähernd gleichem ökologischen Verhalten) und die Pflanzengesellschaft haben eine bessere Aussagekraft als Einzelarten (DIERSCHKE 1994, DIERSCHKE und BRIEMLE 2002).

Der Pflanzenbestand sollte mehrmals während der Vegetationsperiode in Bezug auf Zeigerpflanzen kontrolliert werden. Besonders wichtig ist allerdings eine Beurteilung zum ersten Aufwuchs, denn einige Zeigerpflanzen können nur im Frühling beobachtet werden. Das Knöllchen-Scharbockskraut (*Ficaria verna*) beispielsweise ist ein Frühlingsblüher, deren Blätter frühzeitig absterben. Das Vorkommen im Pflanzenbestand kann daher nur beim ersten Aufwuchs festgestellt werden.

Auch die Bioindikation mittels Zeigerpflanzen ist – wie alle Diagnosemethoden – mit einigen Problemen und Fehlermöglichkeiten behaftet. Um Fehlinterpretationen möglichst zu vermeiden, müssen die wichtigsten Kritikpunkte genannt werden:

1. Zeigerpflanzen für den Säuregrad des Bodens, den Wärme- und Bodenwasserhaushalt kommen vor allem im Extensivgrünland vor. In Feldfutterbeständen, Wechselwiesen oder generell bei intensiver Bewirtschaftung sind sie im Pflanzenbestand meist nur spärlich vorhanden oder fehlen gänzlich. Dies schränkt ihre praktischen Einsatzmöglichkeiten in der Grünlandwirtschaft ein wenig ein.
2. Zeigerpflanzen liefern keine Messdaten. Mit Hilfe der Zeigerpflanzen sind daher quantitative Aussagen über Standortfaktoren nicht möglich. Ob im Boden 5 oder 15 mg Phosphor pro kg Feinboden vorhanden sind, ob der pH-Wert 5.0 oder 5.5 beträgt, kann aus dem Vorkommen oder Fehlen von Zeigerpflanzen nicht geschlossen werden. Nur qualitative Aussagen wie beispielsweise nährstoffarm oder nährstoffreich, karbonatfrei (sauer) oder karbonathaltig (schwach sauer bis alkalisch) sind möglich. Die Beurteilung und Bewertung eines Grünlandstandortes mit Hilfe von Zeigerpflanzen ist daher manchmal sehr subjektiv. Somit können Zeigerpflanzen chemische Bodenanalysen oder Messungen nicht ersetzen, sondern nur ergänzen.
3. Die Vegetation integriert über die Standortfaktoren (FISCHER 2003). Deshalb ist es mit Hilfe von Zeigerpflanzen oft nicht möglich, Informationen über die Wirkungsstärke einzelner isolierter Faktoren zu erhalten. Aussagen sind meist nur über bestimmte Faktorenkombinationen möglich. Welches Nährelement beispielsweise für den Überschuss oder Mangel im Boden hauptverantwortlich ist, kann mittels Zeigerpflanzen oft nicht festgestellt werden.
4. Bei der Beurteilung und Bewertung von Veränderungen der Standorts- oder Bewirtschaftungsfaktoren mittels Zeigerpflanzen müssen immer auch die jahreszeitlichen und witterungsbedingten natürlichen Schwankungen des Deckungsgrades von Zeigerarten berücksichtigt werden. Eine häufige oder länger andauernde kühle, niederschlagreiche Witterung beispielsweise begünstigt Wechselfeuchte- und Feuchtezeiger. Bei diesen Witterungsverhältnissen oder

nach einem besonders schneereichen Winter kann sich kurzfristig ihr Deckungsgrad im Pflanzenbestand erhöhen (Fluktuation). Daraus kann aber noch keine tatsächliche längerfristige Veränderung des Bodenwasserhaushaltes abgeleitet werden. Außerdem verändert sich bei einigen Zeigerarten der Deckungsgrad oder Ertragsanteil während der Vegetationsperiode in charakteristischer Weise. Das Gewöhnliche Rispengras (*Poa trivialis*) beispielsweise hat im Wirtschaftsgrünland immer im ersten Aufwuchs ihren höchsten Ertragsanteil. Der Weißklee (*Trifolium repens*) hingegen erreicht oft beim letzten Aufwuchs seinen höchsten Deckungswert im Pflanzenbestand.

5. Zeigerpflanzen geben nur Auskunft über den Bodenzustand im Wurzelraum. Bei der Beurteilung und Bewertung eines Grünlandstandortes sollte daher idealerweise auch der Wurzeltiefgang der einzelnen Zeigerpflanzen berücksichtigt werden (Flachwurzler versus Tiefwurzler).

6. Der Zeigerwert einiger Arten wird entscheidend vom Wuchsort beeinflusst (Gesetz der relativen Standortkonstanz; WALTER und WALTER 1953). Die Trollblume (*Trollius europaeus*) beispielsweise ist nur in den wärmeren Tal- und Beckenlagen ein Feuchtezeiger; im kühlen, niederschlagreichen Berggebiet hingegen ist sie ein Frischezeiger. Auch die Nutzungsempfindlichkeit (Mahdverträglichkeit) einiger Arten ändert sich innerhalb ihres Areals. Der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) beispielsweise toleriert in kühleren Gebieten nur ein bis zwei Schnitte pro Jahr (BOHNER et al. 2006). In wärmeren Naturräumen hingegen erträgt der Glatthafer auf frischen Standorten bis zu drei Schnitte pro Jahr. Der Zeigerwert einzelner Arten ist somit oft nur für kleinere Gebiete und bestimmte Höhenstufen gültig (ELLENBERG et al. 1992, DIERSCHKE 1994, FISCHER 2003).

7. Der Zeigerwert einiger Arten hängt auch entscheidend von der Art und Menge an vorhandenen Konkurrenten ab (WILMANN 1989). Rot-Schwingel (*Festuca rubra* ssp. *rubra*) oder Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*) beispielsweise sind nur in Tal- und Beckenlagen Magerkeitszeiger. Im Berggebiet hingegen wachsen sie wegen des klimatisch bedingten weitgehenden Fehlens von höherwüchsigen Konkurrenten bevorzugt auf nährstoffreicheren Böden. Sie gelten im Almgebiet als Stickstoffzeiger.

8. Manche Pflanzenarten ändern mit zunehmendem Alter ihre ökologischen Ansprüche an einzelne Standortfaktoren. Keimlinge und Jungpflanzen können daher einen anderen Zeigerwert besitzen als Pflanzen in späteren Lebensabschnitten (ELLENBERG 1952).

9. Bisher unbekannte Unterarten oder Ökotypen können unterschiedliche Zeigerwerte besitzen (DIERSCHKE 1994).

10. Die häufigsten und am weitesten verbreiteten Grünlandpflanzen sollten sowohl im blühenden als auch im nicht blühenden Zustand sicher erkannt werden. Eine gute Artenkenntnis und ausreichende Erfahrung sind notwendig, um den Deckungsgrad oder die Individuenzahl der Zeigerarten in einem Pflanzenbestand richtig einschätzen und bewerten zu können.

Unter Berücksichtigung der geschilderten Probleme, Einschränkungen und Fehlermöglichkeiten sollten für die Beurteilung und Bewertung eines Grünlandstandortes und für die

Feststellung des Düngerbedarfs neben den Bodenanalyse- daten und feldbodenkundlichen Untersuchungsergebnissen gleichzeitig immer auch Zeigerpflanzen verwendet werden. Dadurch wird eine standortspezifischere Interpretation der Analysedaten möglich.

Nährstoffzeiger

Die häufigsten und am weitesten verbreiteten Nährstoffzeiger im Dauergrünland sind Stumpfblatt-Ampfer (*Rumex obtusifolius*), Wiesen-Bärenklau (*Heracleum sphondylium* ssp. *sphondylium*), Wiesen-Kerbel (*Anthriscus sylvestris*), Wimper-Kälberkropf (*Chaerophyllum hirsutum*), Geißfuß (*Aegopodium podagraria*), Groß-Brennnessel (*Urtica dioica*), Weiß-Taubnessel (*Lamium album*) und Acker-Quecke (*Elymus repens*). Sie zeigen bei zahlreichem Vorkommen einen besonders nährstoffreichen (überdüngten) Grünlandboden mit höherem Nährstoffaustragspotenzial an. Sie erreichen nur im gegenwärtig oder in der Vergangenheit reichlich gedüngten Dauergrünland eine größere Individuenzahl oder einen höheren Deckungsgrad und sie fehlen in typischen Magerwiesen oder Magerweiden. Es sind Bioindikatoren für Grünlandflächen mit einem höheren Nährstoffeintragspotenzial in das Grundwasser, in Oberflächengewässer oder in benachbarte Biotope. Damit sich die genannten Nährstoffzeiger im Pflanzenbestand nicht weiter ausbreiten, muss in erster Linie die jährlich ausgebrachte Düngermenge drastisch reduziert werden. Dadurch wird gleichzeitig auch die Eutrophierungsgefahr von benachbarten terrestrischen und aquatischen Ökosystemen vermindert. Wiesen-Bärenklau, Wiesen-Kerbel, Wimper-Kälberkropf, Geißfuß und Weiß-Taubnessel sind ziemlich trittempfindliche Pflanzenarten. Sie fehlen daher in intensiv genutzten Mäh- und Dauerweiden entweder gänzlich oder sind nur spärlich vertreten. Sie haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in regelmäßig gedüngten Dauerwiesen. Die Groß-Brennnessel gilt im Grünland als Zeigerpflanze für nitratstickstoffreiche Böden und extensive Nutzung. Sie fehlt daher in mehrschnittigen Dauerwiesen sowie in intensiv genutzten Mäh- und Dauerweiden. Die Groß-Brennnessel tritt vor allem in Hutweiden oft nesterweise an Stellen auf, wo der Boden insbesondere mit Nitrat-Stickstoff angereichert ist. Auch die Acker-Quecke gilt im Dauergrünland als Stickstoffzeiger.

Lückenbüßer

Die häufigsten und am weitesten verbreiteten Lückenbüßer im Wirtschaftsgrünland sind Wiesen-Löwenzahn (*Taraxacum officinale* agg.), Gewöhnlich-Hirtentäschel (*Capsella bursa-pastoris*), Gewöhnliche Vogel-Sternmiere (*Stellaria media*), Knöllchen-Scharbockskraut (*Ficaria verna*), Stumpfblatt-Ampfer (*Rumex obtusifolius*), Ruderal-Schaumkraut (*Cardamine hirsuta*), Kriech-Hahnenfuß (*Ranunculus repens*), Kriech-Fingerkraut (*Potentilla reptans*), Gewöhnlich-Vogelknöterich (*Polygonum aviculare* s. lat.), Faden-Ehrenpreis (*Veronica filiformis*), Feld-Ehrenpreis (*Veronica arvensis*), Bunt-Hohlzahn (*Galeopsis speciosa*), Zotten-Klappertopf (*Rhinanthus alectorolophus*), Schmalfrucht-Hungerblümchen (*Draba verna*), Voralpen-Täschelkraut (*Noccaea caerulea*), Weiche Trespe

(*Bromus hordeaceus*), Einjahrs-Rispengras (*Poa annua*), Läger-Rispengras (*Poa supina*), Gewöhnliches Rispengras (*Poa trivialis*), Rauhaar-Segge (*Carex hirta*) und Kriech-Straußgras (*Agrostis stolonifera*). Die angeführten Pflanzenarten besiedeln vor allem Vegetationslücken auf mäßig bis gut mit Nährstoffen versorgten Grünlandböden. Einige von ihnen sind ein- bis zweijährige Ackerwildkraut- und Ruderalarten. Sie sind auf Samenvermehrung angewiesen; ihre Samen keimen bevorzugt an offenen, nährstoffreicheren Bodenstellen. Die angeführten Lückenbüßer sind Bioindikatoren für lückenhafte Pflanzenbestände. Sie können ein Indiz sein für gegenwärtige oder bereits in der Vergangenheit begangene Düngungs- und Bewirtschaftungsfehler. Die wesentlichsten Düngungs- und Bewirtschaftungsfehler sind ein zu früher, zu häufiger oder zu tiefer Schnitt, eine Verletzung der Grasnarbe durch Befahren, Mahd oder Beweidung sowie Überbeweidung oder Überdüngung. Der Großteil der angeführten Lückenbüßer kommt daher vor allem in reichlich gedüngten, mehr oder weniger intensiv genutzten Mäh- und Dauerweiden, in Vielschnittwiesen sowie generell an häufig oder stark gestörten Standorten mit größerer Individuenzahl oder höherem Deckungsgrad vor. Auch ungünstige Witterungs- und Bodenwasserverhältnisse wie beispielsweise eine häufige oder länger andauernde Trockenheit, Kälte, Bodenvernässung, Überflutung oder Schneereichtum begünstigen eine Lückenbildung. Lückenbüßer treten daher in Jahren mit extremen Witterungs- und Bodenwasserverhältnissen sowie nach einem besonders schneereichen Winter stärker im Pflanzenbestand auf als in Jahren mit weniger extremen Bedingungen. Die genannten Lückenbüßer kennzeichnen Grünlandflächen mit Narbenschäden und folglich auch höherem Nährstoffaustragspotenzial. Wenn sie zahlreich oder mit hohem Deckungsgrad im Pflanzenbestand vorkommen, ist eine Nach- bzw. Übersaat mit geeignetem Saatgut notwendig. Im Sinne einer ökologisch nachhaltigen Grünlandbewirtschaftung hat die Ursachenbekämpfung immer Vorrang gegenüber der Symptombekämpfung. Düngungs- und Bewirtschaftungsfehler sollten daher in Zukunft vermieden werden. Auf feuchten oder nassen Standorten können sich in Vegetationslücken auf sauren, karbonatfreien Böden die Flatter-Simse (*Juncus effusus*) und auf karbonathaltigen Böden die Grau-Simse (*Juncus inflexus*) ausbreiten. Diese ausdauernden Simsen-gewächse (Binsen) gelten im Dauergrünland als Störungs- und Nässezeiger.

Bodenverdichtungs- und Übernutzungszeiger

Die häufigsten und am weitesten verbreiteten Zeigerpflanzen für Oberbodenverdichtung und Krumenwechsel Feuchtigkeit im Dauergrünland sind Kriech-Hahnenfuß (*Ranunculus repens*), Gewöhnlicher Breit-Wegerich (*Plantago major* ssp. *major*), Gewöhnlich-Vogelknöterich (*Polygonum aviculare* s. lat.), Herbst-Schuppenleuzenzahn (*Scorzoneroidea autumnalis*), Knopf-Kamille (*Matricaria discoidea*), Einjahrs-Rispengras (*Poa annua*), Läger-Rispengras (*Poa supina*) und Kriech-Straußgras (*Agrostis stolonifera*). Es handelt sich dabei um Arten der Tritt- und Flutrasen. Die genannten Bodenverdichtungszeiger kennzeichnen in Hanglagen bei stärkerem Auftreten Grünlandflächen mit erhöhter

Gefahr von Oberflächenabfluss und Abschwemmung der gedüngten Nährstoffe.

Als Übernutzungszeiger gelten – zusätzlich zu den bereits erwähnten Bodenverdichtungszeigern – auch noch Gänseblümchen (*Bellis perennis*), Gänse-Fingerkraut (*Potentilla anserina*), Mittel-Wegerich (*Plantago media*), Stumpfblatt-Ampfer (*Rumex obtusifolius*) und Gewöhnliches Rispengras (*Poa trivialis*). Sie werden durch eine nicht an den Standort angepasste, zu häufige Mahd oder Überbeweidung gefördert. Auch der sehr lichtbedürftige Weiß-Klee (*Trifolium repens*) profitiert von einer hohen Nutzungsintensität und kann in diesem Fall zu einem Hauptbestandbildner werden.

Die genannten Bodenverdichtungs- und Übernutzungszeiger weisen bei Massenvorkommen auf einen mäßig bis gut mit Nährstoffen versorgten, verdichteten Oberboden und auf einen übernutzten Pflanzenbestand hin. Es sind überwiegend niedrigwüchsige, bodenblattreiche, trittresistente, früh- und vielschnittverträgliche Kriech- und Rosettenpflanzen. Sie kommen daher vor allem in intensiv genutzten Mäh- und Dauerweiden, Vielschnittwiesen und Trittrasen mit großer Individuenzahl oder hohem Deckungsgrad vor. Im Extensivgrünland hingegen fehlen die Vertreter dieser beiden Zeigerartengruppen mit Ausnahme vom Mittel-Wegerich (*Plantago media*) weitgehend. Die Bodenverdichtungs- und Übernutzungszeiger zählen aus landwirtschaftlicher Sicht betrachtet zu den mehr oder weniger unerwünschten Arten. Sie können nur durch eine Verminderung der Nutzungsintensität – meist in Kombination mit reduzierten Düngergaben – nachhaltig im Pflanzenbestand zurückgedrängt werden.

Magerkeitszeiger

Die häufigsten und am weitesten verbreiteten Zeigerpflanzen für nährstoffärmere Böden im Wirtschaftsgrünland der Tal- und Beckenlagen sind Rot-Schwingel (*Festuca rubra* ssp. *rubra*), Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*), Wiesen-Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Wiesen-Hainsimse (*Luzula campestris*), Schmalblatt-Rispengras (*Poa angustifolia*), Flaumhafer (*Homalotrichon pubescens* ssp. *pubescens*), Zittergras (*Briza media*), Mittel-Wegerich (*Plantago media*), Gewöhnlich-Leuzenzahn (*Leontodon hispidus*), Wiesen-Hornklee (*Lotus corniculatus*), Blutwurz (*Potentilla erecta*), Rundblatt-Glockenblume (*Campanula rotundifolia*), Klein-Bibernelle (*Pimpinella saxifraga*), Gewöhnlicher Wiesen-Augentrost (*Euphrasia officinalis* ssp. *rostkoviana*), Gewöhnlicher Arznei-Quendel (*Thymus pulegioides* ssp. *pulegioides*), Klein-Mausohrhabichtskraut (*Hieracium pilosella*), Gewöhnlich-Ferkelkraut (*Hypochaeris radicata*) und Wiesen-Margerite (*Leucanthemum vulgare* agg.). Außerdem zählen dazu alle typischen Arten der Bürstlingsrasen, Treppe-Halbtrockenrasen, Pfeifengraswiesen und Flachmoor-Gesellschaften. Die angeführten Magerkeitszeiger sind in den Tal- und Beckenlagen auf nährstoffreichen Böden nicht konkurrenzfähig. Wenn sie mit größeren Individuenzahlen oder höheren Deckungsgraden im Pflanzenbestand auftreten, ist der Grünlandboden relativ nährstoffarm. Bei einer dichten, geschlossenen Grasnarbe und bei einer lockeren, porösen, krümeligen Struktur im Oberboden ist die Gefahr von erhöhten Nährstoffausträgen durch Erosion, Abschwemmung oder Auswaschung gering.

Schlussfolgerungen

Die Art der Bewirtschaftung, die Form und Höhe der ausgebrachten Düngermenge, die Intensität der Nutzung sowie die Beurteilung und Bewertung des Nährstoffzustandes im Grünlandboden haben sich immer an der naturräumlichen Standortsbonität zu orientieren. Bei geringerer Standortsbonität müssen sowohl das Düngungsniveau als auch die Nutzungsintensität vermindert werden. Die Grenzen der Intensivierung und die ökologische Nachhaltigkeit der Grünlandbewirtschaftung können mit Hilfe von Indikationskennwerten festgestellt werden (BOHNER 2005b). Ein bewährter feldbodenkundlicher Indikator für die Intensität der Grünlandbewirtschaftung ist die Struktur des Oberbodens. Ein dichtes, grobes Plattengefüge, meist in Kombination mit zahlreichen deutlichen Roströhren, weist sehr häufig auf eine bewirtschaftungsbedingte Oberbodenverdichtung und eine daraus resultierende Krümmenwechselfeuchtigkeit hin. Der Strukturzustand des Grünlandbodens kann im Gelände mittels Spatenprobe einfach und rasch während der frost- und schneefreien Jahreszeit bewertet werden. Regelmäßige chemische Bodenuntersuchungen sind notwendig, um das Nährstoffangebot am Pflanzenstandort abschätzen und Trends der Veränderung feststellen zu können. Auch die Grünlandvegetation liefert Informationen über den Struktur- und Nährstoffzustand des Grünlandbodens; außerdem können mit Hilfe von Zeigerpflanzen standortspezifische Intensivierungsgrenzen festgestellt werden. Nährstoffzeiger, Bodenverdichtungszeiger, Übernutzungszeiger und Lückenbüßer weisen bei häufigem Vorkommen auf besonders nährstoffreiche (überdüngte) Grünlandböden, eine Oberbodenverdichtung, eine zu intensive Nutzung oder auf Vegetationslücken hin. Wenn diese Zeigerpflanzen mit großer Individuenzahl oder mit hohem Deckungsgrad im Pflanzenbestand vorkommen, dann ist die Grenze der Intensivierung erreicht. Ihr Deckungsgrad sollte insgesamt 30-40 % nicht überschreiten. Sobald sich diese Pflanzenarten zu Lasten von wertvollen Futtergräsern im Grünlandbestand stark ausbreiten, sinken Menge und Qualität des Futters; die tatsächlichen und möglichen Nährstoffausträge aus dem Grünlandökosystem nehmen zu. Auf Grund ihrer Indikatorfunktion sollten in Zukunft bei der Beurteilung und Bewertung des Bodenzustandes, für die Ableitung von Düngeempfehlungen und die Festlegung von standortspezifischen Intensivierungsgrenzen neben Bodentyp, Bodenart, Strukturform im Oberboden, Durchwurzelbarkeit, Durchwurzelungsdichte, Klima- und Bodenanalysedaten immer auch Zeigerpflanzen berücksichtigt werden. Die Beurteilung und Bewertung eines Grünlandstandortes mit Hilfe von Zeigerpflanzen ist mit einem geringen Arbeitsaufwand verbunden, relativ einfach und rasch im Gelände während der Vegetationsperiode ohne Messinstrumente oder Geräte flächendeckend durchführbar und verursacht keine Kosten. In der Regel genügt die Kenntnis einiger weniger charakteristischer Zeigerarten. Zeigerpflanzen haben somit für die Grünlandwirtschaft, vor allem aber für die Düngerberatung eine große praktische Bedeutung. Zeigerpflanzen sollen Bodenuntersuchungen oder Messungen nicht ersetzen, sondern ergänzen. Hoftor- oder Schlagbilanzen können zusätzlich wichtige Informationen über die Veränderung der Nährstoffvorräte im Grünlandboden liefern (MÄDER

et al. 2008). Als wertvolle Ergänzung bieten sich auch noch Futtermittelanalysen an, denn sie ermöglichen Rückschlüsse auf die Pflanzenverfügbarkeit der Nährelemente im Grünlandboden, insbesondere wenn neben den Nährstoffgehalten in der pflanzlichen Trockenmasse gleichzeitig auch die Erträge (Entzüge einzelner Nährelemente), der Erntezeitpunkt (Pflanzenalter) und die floristische Zusammensetzung des Pflanzenbestandes bei der Interpretation der Analyseergebnisse berücksichtigt werden. Die Einstufung der Grünlandböden in Gehaltsklassen gemäß den derzeitigen RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG (2006) kann hingegen nur als ein sehr grobes Hilfsmittel für Düngeempfehlungen betrachtet werden. Dies gilt insbesondere für den CAL-löslichen Phosphor-Gehalt. Die praktische Bedeutung liegt vor allem darin, Bodenanalysedaten durch Einordnung in eine der insgesamt fünf Gehaltsklassen qualitativ bewerten zu können.

Anmerkung

Die Taxonomie und Nomenklatur der angeführten Gefäßpflanzen richten sich nach FISCHER et al. (2008). Hinsichtlich Bestimmungsliteratur wird auf Grund der detaillierten Abbildungen und hervorragenden Fotos vor allem auf ROTHMALER (2000) sowie DIETL und JORQUERA (2003) verwiesen.

Literatur

- BECKETT, P.H.T. and R. WEBSTER, 1971: Soil variability: a review. *Soils and Fertilizers*, Vol. 34, 1-15.
- BICK, H., 1982: Bioindikatoren und Umweltschutz. *Decheniana-Beihefte* 26, 2-5.
- BOHNER, A., 2005a: Soil chemical properties as indicators of plant species richness in grassland communities. *Grassland Science in Europe*, Vol. 10, 48-51.
- BOHNER, A., 2005b: Bodenindikatoren für die Bewirtschaftungsintensität und die floristische Artenvielfalt im Wirtschaftsgrünland. *Mitt. der Österr. Bodenkundl. Ges.*, Heft 72, 67-73.
- BOHNER, A., R. ÖHLINGER und O. TOMANOVA, 2006: Auswirkungen der Grünlandbewirtschaftung und Flächenstilllegung auf Vegetation, Boden, mikrobielle Biomasse und Futterqualität. *Die Bodenkultur*, Bd. 57, 33-45.
- BOHNER, A. and O. TOMANOVA, 2006: Effects of cattle grazing on selected soil chemical and soil physical properties. *Grassland Science in Europe*, Vol. 11, 89-91.
- BOHNER, A. and M. SCHINK, 2007: Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. *Schriftenreihe BAW*, Band 26, 34-50.
- BOHNER, A., 2008: Phosphor-Pools und Phosphor-Verfügbarkeit im Grünlandboden als Basis für Phosphor-Düngeempfehlungen. *Umweltökologisches Symposium*, 4.-5.3.2008, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 59-66.
- CAMPBELL, C.A., Y.W. JAME, O.O. AKINREMI and M.L. CABRERA, 1995: Adapting the potentially mineralizable N concept for the prediction of fertilizer N requirements. *Fertilizer Research* 42, 61-75.
- DIERSCHKE, H., 1994: *Pflanzensoziologie*. Ulmer Verlag, 683 S.
- DIERSCHKE, H. and G. BRIEMLE, 2002: *Kulturgrasland*. Ulmer Verlag, 239 S.
- DIETL, W. und M. JORQUERA, 2003: *Wiesen- und Alpenpflanzen*. Österreichischer Agrarverlag und Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL Reckenholz), 651 S.
- ELLENBERG, H., 1952: Auswirkungen der Grundwassersenkung auf die Wiesengesellschaften am Seitenkanal westlich Braunschweig. *Angew. Pflanzensoz.* 6: 1-46.
- ELLENBERG, H., 1981: Was ist ein Bioindikator? Sind Greifvögel Bioindikatoren? *Ökol. Vögel (Ecol. Birds)* 3, Sonderheft, 83-99.
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER und D. PAULISSEN, 1992: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica* 18. E. Goltze Verlag, 258 S.
- FISCHER, A., 2003: *Forstliche Vegetationskunde*. UTB Ulmer Verlag, 421 S.
- FISCHER, M.A., K. OSWALD und W. ADLER, 2008: *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 3. Auflage, Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, 1391 S.
- FREUDENSCHUSS, A. und S. HUBER, 2001: Wie kann diffuse Bodenbelastung mit Hilfe von Indikatoren beurteilt werden? *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. Bd. 96*, Heft 2, 717-718.
- FROSSARD, E., P. JULIEN, J.-A. NEYROUD und S. SINAJ, 2004: Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. *Schriftenreihe Umwelt Nr. 368*, 172 S.
- GERZABEK, M.H., A. BAUMGARTEN, M. TULIPAN und S. SCHWARZ, 2004: Ist die Nährstoffversorgung der Pflanzen noch ausgewogen? Eine Analyse aufgrund von Bodenuntersuchungsergebnissen und Langzeitversuchen. *Ländlicher Raum* 2/2004, 1-8.
- HEINZLMAIER, F., M.H. GERZABEK, M. TULIPAN und A. BAUMGARTEN, 2005: Pflanzennährstoffe in Österreichs Böden: Räumliche und zeitliche Variationen sowie Wechselwirkungen mit Bodeneigenschaften. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 17, 96-97.
- HILDEBRAND, E.E., 1986: Ein Verfahren zur Gewinnung der Gleichgewichts-Bodenporenlösung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 340-346.
- JANSSENS, F., A. PEETERS, J.R.B. TALLOWIN, J.P. BAKKER, R.M. BEKKER, T. FILLAT and M.J.M. OOMES, 1998: Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202, 69-70.
- JUNGK, A., 1993: Die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe im Boden: chemische und räumliche Aspekte. In: *Berichte über Landwirtschaft* 207, SH 5, 70-84.
- KANDELER, E., 1993: Bestimmung der N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch. In: Schinner, F., R. Öhlinger, E. Kandeler und R. Margesin (Hrsg.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag, 213 S.
- KAUPENJOHANN, M., R. HANTSCHHEL, R. HORN und W. ZECH, 1987: Das pH-Pufferverhalten gestörter und ungestörter Waldbodenproben in Beziehung zur Waldernährung. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 53, 421-426.
- KNAUER, N., 1972: Veränderungen des Nitrat-, Phosphat- und Kaligehaltes verschiedener Wiesenböden im Verlauf der Vegetationszeit und Beziehungen zu anderen Standortsfaktoren. *Landw. Forschung* 27, SH 1, 212-223.
- MÄDER, P., M. KOLLER, A. KRANZLER und T. LINDENTHAL, 2008: *Bodenuntersuchungen im Biobetrieb*. BIO AUSTRIA und FIBL. Merkblatt Bodenuntersuchungen im Biobetrieb 2004, aktualisiert 17.3.2008, 8 S.
- MARSCHNER, H., 1998: *Mineral nutrition of higher plants*. Academic press, 889 p.
- MEISSNER, R., H. KLAPPER und J. SEEGER, 1992: Wirkungen einer erhöhten Phosphatdüngung auf Boden und Gewässer. *Wasser und Boden* 4, 217-220.

- OBENAUF, S., 1987: Variabilität von Bodenfruchtbarkeitsziffern während der Vegetationszeit im Ap sandiger Ackerböden. Arch. Acker-Pflanzenb. Bodenkd. 31, 137-145.
- PLACHTER, H., 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 29, 107-135.
- RICHTLINIEN FÜR DIE SACHGERECHTE DÜNGUNG, 2006: Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Aufl. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 80 S.
- ROTHMALER, W., 2000: Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Atlasband. Spektrum Akademischer Verlag, 753 S.
- RUTHSATZ, B., 2001: Pflanzen- und Boden-Indikatoren für die Intensivierung der Landwirtschaft in Mittelgebirgen – am Beispiel des Wirtschaftsgrünlandes einer kleinen Gemeinde bei Trier. Arch. für Nat.-Lands. Vol. 40, 289-323.
- SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL, 2002: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, 593 S.
- STAHR, K., E. KANDELER, L. HERRMANN und T. STRECK, 2008: Bodenkunde und Standortlehre. UTB Ulmer Verlag, 318 S.
- SUKOPP, H., K. SEIDEL und R. BÖCKER, 1986: Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz. Ber. ANL 10, 27-39.
- WALTER, H. und E. WALTER, 1953: Das Gesetz der relativen Standortskonstanz; das Wesen der Pflanzengesellschaften. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 66, 227-235.
- WEST, C.P., A.P. MALLARINO, W.F. WEDIN and D.B. MARX, 1989: Spatial variability of soil chemical properties in grazed pastures. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 784-789.
- WHITEHEAD, D.C., 1995: Grassland Nitrogen. CAB International, 397 p.
- WILMANN, O., 1989: Ökologische Pflanzensoziologie. UTB Quelle & Meyer Verlag, 378 S.
- ZORN, W. und O. KRAUSE, 1999: Untersuchungen zur Charakterisierung des pflanzenverfügbaren Phosphats in Thüringer Carbonatböden. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162, 463-469.

Maßnahmen zur grundwasserschonenden Landwirtschaft in Oberösterreich: Ergebnisse der Begrünungsversuche 2009

Thomas Übleis^{1*}, Marion Gerstl¹ und Christoph Rechberger¹

Zusammenfassung

Im Zuge der grundwasserschonenden Landwirtschaft in Oberösterreich, legte die Wasserschutzberatung einige Praxisversuche mit unterschiedlichen Begrünungen an. Die Ergebnisse zeigen, dass Mischungen mehr Biomasse als Einzelkulturen produzieren und der Gehalt an TOC (Totaler Organischer Kohlenstoff) stark mit der Trockenmassebildung korreliert. Die untersuchten Leguminosen (Linse, Kanadische Platterbse) zeichnen sich als hervorragende Stickstoffsammler aus. Hinsichtlich des Grundwasserschutzes ist jedoch von reinen Leguminosenbeständen abzuraten. Bezüglich Kalium weist die Mischung der „Wassergüte Früh“ sehr hohe Werte auf, welche wahrscheinlich auf das starke Biomassebildungsvermögen von Mungo zurückzuführen sind. Gut entwickelte Zwischenfruchtbestände sind nicht nur für den Grundwasserschutz sondern auch für den Bodenschutz und –aufbau unabdingbar.

Schlagwörter: Grundwasserschutz, Bodenschutz, Zwischenfrüchte, Biomasseentwicklung, Nährstoffe, Nitratstickstoff, Boden

Summary

In the course of the groundwater protective agriculture in Upper Austria the association for Water Protection Advice for Upper Austria made some field studies with catch crops. The result shows that mixtures produce more biomass than monocultures and the content in TOC (Total Organic Carbonate) correlates strongly with the production of dry matter. Legumes are excellent nitrogen collectors. Nevertheless, concerning to ground water protection pure legume mixtures must be avoided. „Wassergüte Früh“ a ready compiled catch crop mixture shows high content of potassium which can be led back on the strong biomass production of Mungo.

Keywords: Groundwater protection, soil protection, catch crops, biomass production, nutrients, nitratennitrogen

Einleitung

Zwischenfrüchte bzw. Begrünungen sind keine Zwischenkulturen, sondern sie sind die Schlüsselkultur für fruchtbare Böden und Ertragsfähigkeit in den heutigen Ackerbausystemen. Neben der Nährstoffkonservierung bewirken sie eine Verbesserung der Wasserinfiltration, des Wasserhaltevermögens und der Bodengare. Weiteres sind Zwischenfrüchte eine wichtige Nahrungsquelle für die gesamte Bodenbiologie und tragen somit zum Humusaufbau bei. Sie unterdrücken das Unkraut hervorragend. Zwischenfrüchte dienen auch als Bienenweide, außerdem verschönern sie die Landschaft durch ihr optisches Erscheinungsbild und nutzen somit der gesamten Gesellschaft. Hinsichtlich des Grundwasserschutzes nehmen Zwischenfrüchte Nitrat und

andere Nährstoffe aus dem Boden auf und speichern diese in der Biomasse. Frühere Zwischenfruchtversuche der Oö. Wasserschutzberatung zeigen, dass durch Schwarzbrachen der Nitratreintrag in das Grundwasser forciert wird.

Dies sind nur einige positiv genannte Aspekte, welche durch den Anbau von Zwischenfrüchten auftreten.

Material und Methoden

Im Jahr 2009 wurden im Rahmen von Praxisversuchen bei ausgewählten Zwischenfruchtflächen unserer Versuchslandwirte die oberirdische Produktion der Biomasse und deren Inhaltsstoffe untersucht. Die Standorte der Parzellen befinden sich im Projektgebiet GW 2010 in Oberösterreich.

Tabelle 1: Mischungen mit > 50 % Leguminosen

20 kg Platterbse 2 kg Phacelia 2 kg Alexandrinerklee	10 kg Linse 2 kg Phacelia 10 kg Alexandrinerklee	20 kg Linse	18 kg Alexandrinerklee 4 kg Perserklee
16 kg Alexandrinerklee 2 kg Mungo	25 kg Linse 50 kg Platterbse 10 kg Alexandrinerklee	15 kg Sommerwicke 4 kg Alexandrinerklee 5 kg Buchweizen 2 kg Phacelia 2kg Mungo	7 kg Alexandrinerklee 2 kg Phacelia 3 kg Mungo

¹ Oö. Wasserschutzberatung, Figulystraße 34, A-4020 LINZ

* Ansprechpartner: thomas.uebleis@ooe-wsb.at

Tabelle 2: Mischungen mit < 50 % Leguminosen

2 kg Alexandrinerklee 4 kg Phacelia 6 kg Mungo	7 kg Alexandrinerklee 2 kg Phacelia 3 kg Mungo	20 kg Linse 3 kg Phacelia 2 kg Ölrettich	4 kg Phacelia 5,5 kg Ölrettich 10 kg Buchweizen 0,5 kg Senf
--	--	--	--



Abbildung 1: Bestimmung der Biomasse



Abbildung 3: Mischung "Wassergüte Früh"



Abbildung 2: Knöllchenbesatz Kanadische Platterbse



Abbildung 4: Kanadische Platterbse - Blüte

Folgende Zwischenfrüchte wurden untersucht: Linse, Kanadische Platterbse, Kresse und Begrünungsmischungen, welche in zwei Kategorien (mehr als 50 % Leguminosen und weniger als 50 % Leguminosen) eingeteilt wurden. Die Beurteilung über oder unter 50 % Leguminosen wurde bei der ersten Bonitur anhand des Feldaufganges bestimmt.

In den Tabellen 1 und 2 sind die Mischungen mit mehr als 50% Leguminosen (Tabelle 1) und weniger als 50% Leguminosen (Tabelle 2) angeführt.

Die Untersuchungen liefern Anhaltspunkte wie Zwischenfruchtmischungen bezüglich Nährstoffspeicher- und -sammelvermögen bzw. Humusaufbau zu bewerten sind.

Der Anbau der Zwischenfrüchte erfolgte zwischen 28. Juli und 17. August. Die Biomassebestimmung erfolgte Ende Oktober kurz vor dem Vegetationsende, indem pro Parzelle dreimal ein Quadratmeter der gesamten oberirdischen Biomasse beerntet wurde. Nur drei Parzellen wurden aufgrund des schlechten Aufwuchses mit rund 25 kgN/ha jahreswirksam gedüngt. Alle Zwischenfruchtkulturen wurden kombiniert angebaut.

Es wurden die Frischmasse, Trockenmasse und die Nährstoffe Stickstoff (N); Phosphor (P), Kalium (K) und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) in der oberirdischen Biomasse untersucht. Auf allen Flächen ist Mitte Oktober und Mitte November der N_{min} -Gehalt in 0 – 90 cm Bodentiefe bestimmt worden.

Ergebnisse und Diskussion

In *Abbildung 5* zeigt sich insgesamt ein hohes Biomassebildungsvermögen der Zwischenfrüchte, wobei Mischungen höhere Ergebnisse liefern als Einzelkulturen. Linse und Kresse weisen bei einer relativ geringen Frischsubstanzbildung einen hohen Trockensubstanzgehalt auf. Der Wassergehalt der Kulturen liegt zwischen 78 und 90 %. Der TOC Gehalt korreliert stark mit der Trockenmassebildung.

Leguminosen sind durch die Symbiose mit Knöllchenbakterien starke Stickstoffsammler, es zeigen sich Werte von bis zu 72 kg N/ha in den Mischungen und bei der Einzelkultur Kanadische Platterbse sogar bis 113 kg/ha.

Abbildung 6 zeigt das hohe Potential von Zwischenfrüchten bzgl. der Nährstoffbindung. Erste Anhaltspunkte zur Freisetzung von Nährstoffen zugunsten der Folgefrüchte werden durch weitere Untersuchungen im Frühjahr 2010 ermittelt.

Jedenfalls kann gesagt werden, dass der in der Biomasse von Leguminosen gebundene Stickstoff rasch umgesetzt wird. Als Anhaltspunkt gilt: 60 % im ersten Jahr verfügbar, 20 % im zweiten Jahr und die restlichen 20 % aufgeteilt in den nachfolgenden Jahren.

Je enger das C/N-Verhältnis in der oberirdischen Biomasse ist, umso schneller wird die Biomasse von den Bodenlebewesen zersetzt und die Nährstoffe sind für die Pflanzen verfügbar. Das heißt: bei allen Varianten ist mit einer raschen Umsetzung zu rechnen.

Auffällig ist das relativ weite C/N-Verhältnis der "Wassergüte Früh", welches vermutlich stark durch die Pflanze Mungo beeinflusst wird. Durch das rasche Abfrosten von Mungo kann hier aber auch mit einer relativ raschen Umsetzung der Nährstoffe gerechnet werden.

Im Vergleich dazu hat Stroh ein C/N-Verhältnis von 100-80:1 und wird deshalb wesentlich schwerer und langsamer abgebaut. Zwischen Anbaudatum und C/N-Verhältnis konnte kein Zusammenhang festgestellt werden.

Die N_{min} -Werte lagen Mitte Oktober generell auf einem sehr hohen Niveau, im Durchschnitt lagen sie bei 95 kgN/ha von 0 bis 90 cm. Ein Grund dafür ist die relativ warme und trockene Witterung im Herbst 2009. Die Leguminosenparzellen zeigten höhere Werte. Besonders die Standorte der Kanadischen Platterbse wiesen durchschnittlich N_{min} -Werte von 133 kg/ha und Linse lieferte Werte von bis zu 123 kg/ha. Diese Werte können auf die starke Aktivität der Knöllchenbakterien zurückzuführen sein.

Diese hohen Stickstoffgehalte erscheinen bei diesen Kulturen bedenklich, da hierbei von einer akuten Auswaschungs-

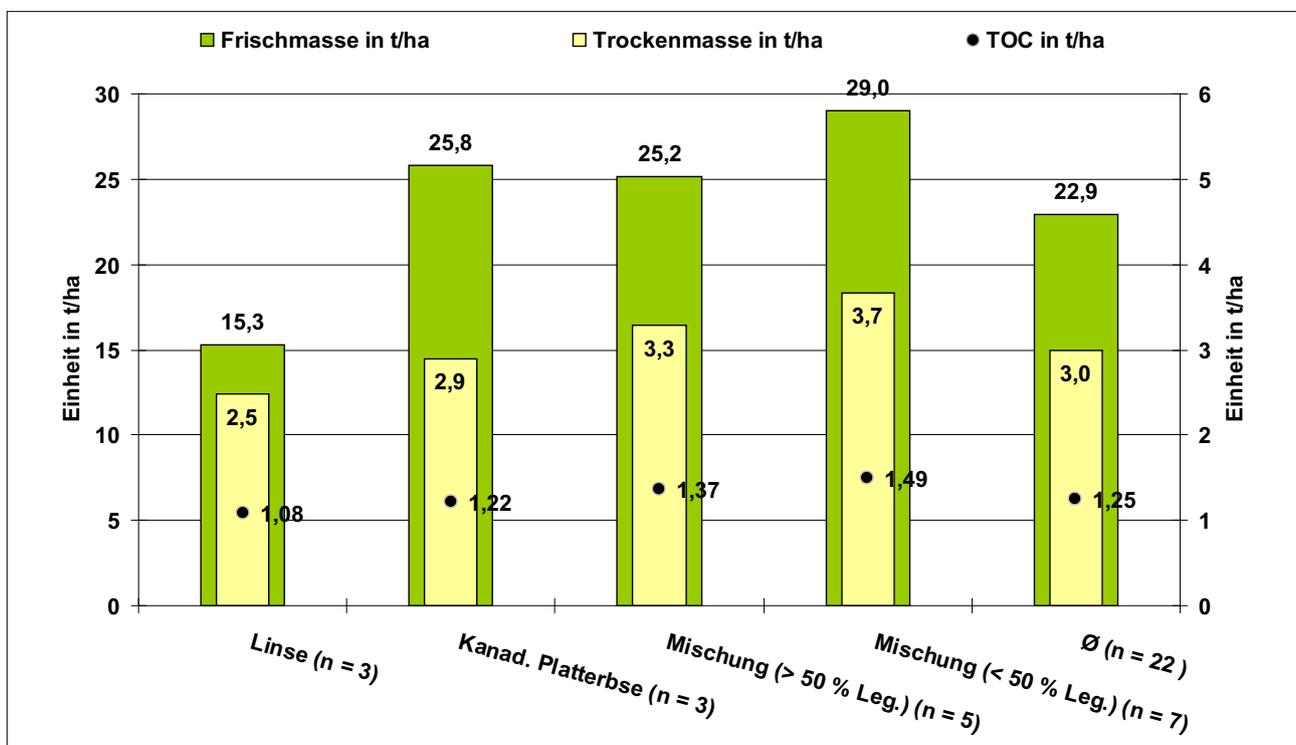


Abbildung 5: Frischmasse, Trockenmasse und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) der oberirdischen Pflanzenmasse

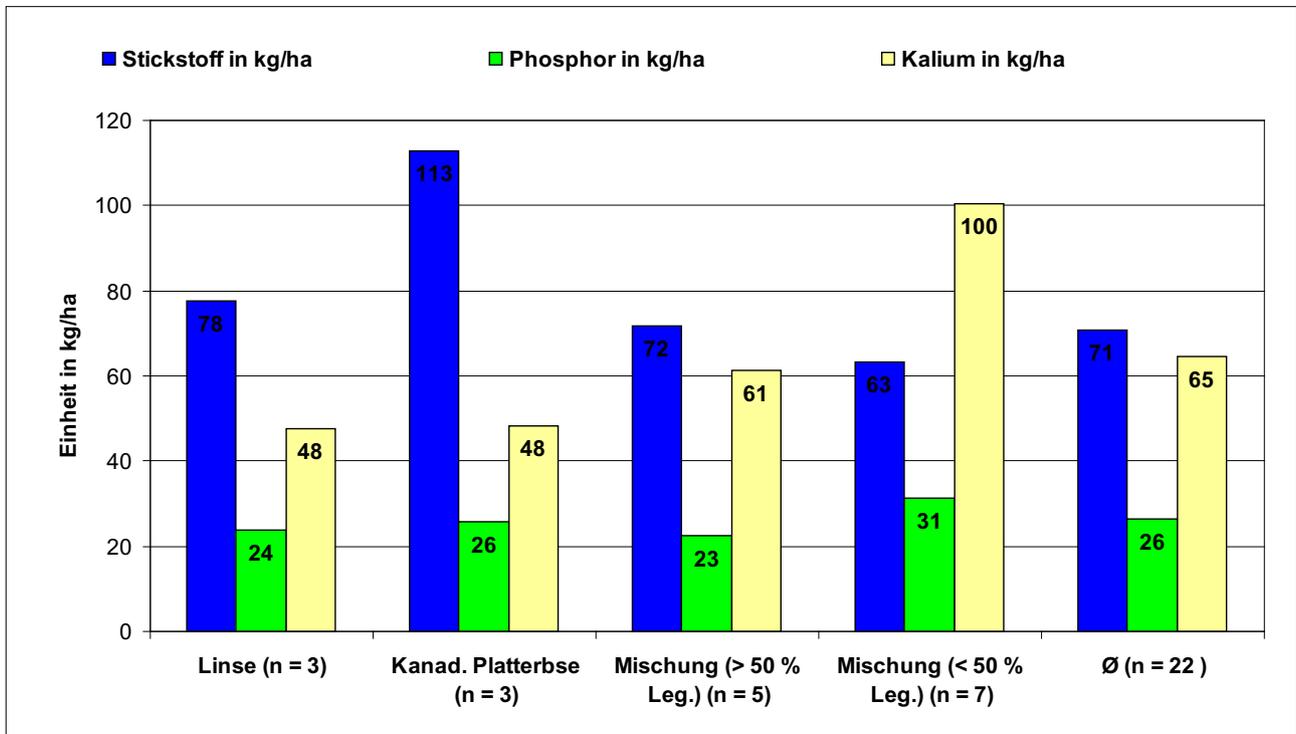


Abbildung 6: Durchschnittlicher Gehalt an Stickstoff, Phosphor und Kalium der oberirdischen Pflanzenmasse in kg/ha

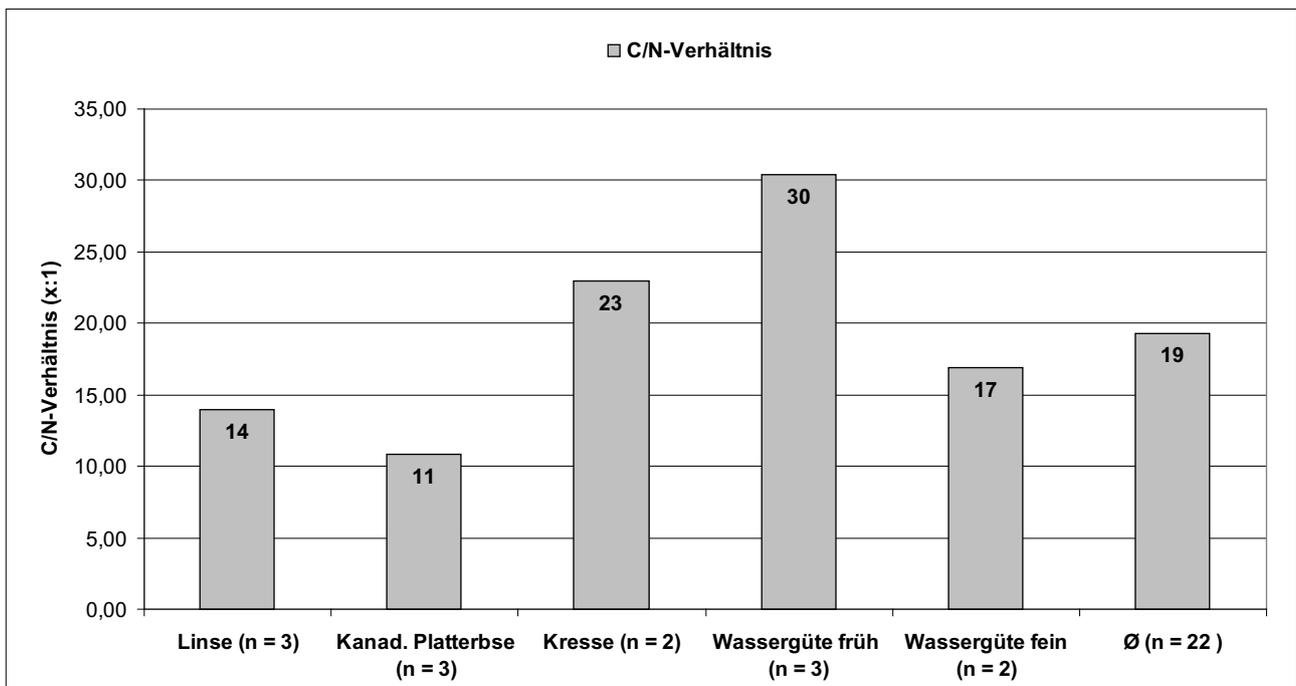


Abbildung 7: C/N Verhältnisse der oberirdischen Biomasse

gefährdung ausgegangen werden muss. Im November haben sich die N_{\min} -Werte im Vergleich zum Oktober wieder normalisiert. Diese lagen durchschnittlich bei 53 kgN/ha in 0 bis 90 cm Bodentiefe. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass der Stickstoff der Knöllchenbakterien weitgehend umgebaut wurde. Im Hinblick auf den Grundwasserschutz ist es wichtig, keine reinen Leguminosenbestände als

Zwischenfrüchte anzubauen, Leguminosen sollen nur in Mischungen mit Nichtleguminosen angebaut werden, da ansonsten die Gefahr des Stickstoffeintrages in das Grundwasser besteht.

Bei Beständen mit Nichtleguminosen wurde durch das wüchsige Wetter im Herbst der Gesamtstickstoff im Boden weiter reduziert.

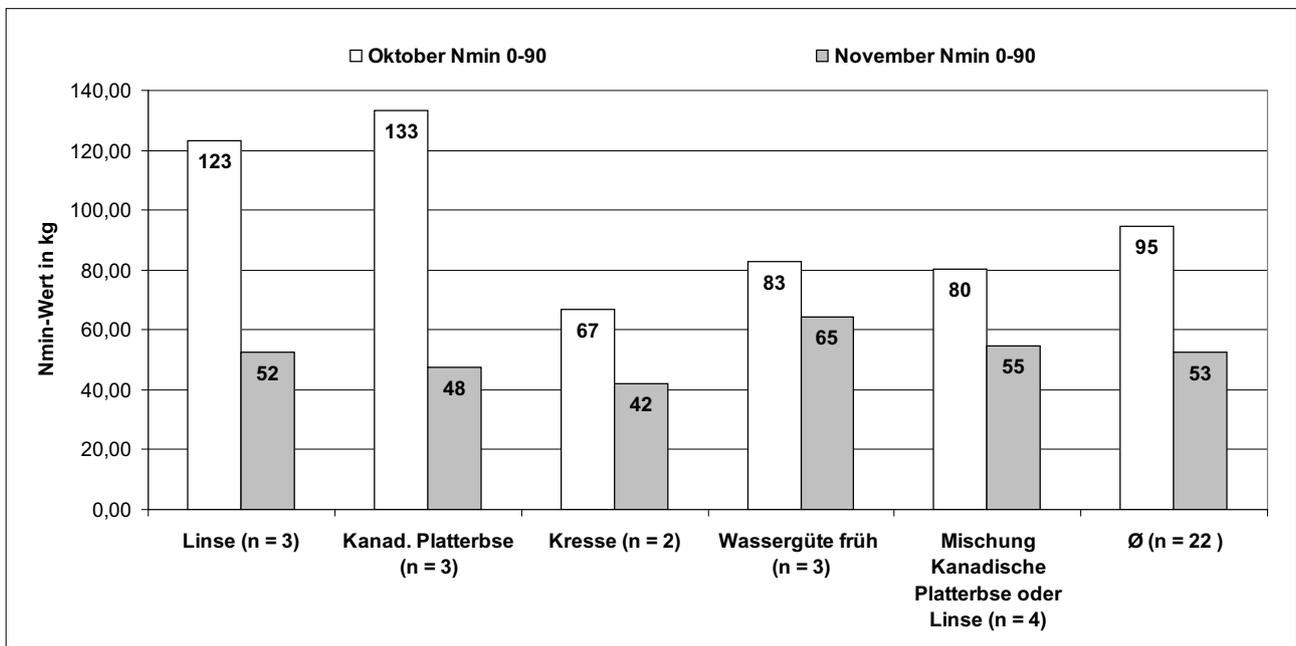


Abbildung 8: N_{min} - Werte in der Bodenschicht 0 – 90 cm

Bericht

2. Umweltökologisches Symposium

Herausgeber:

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning

Druck, Verlag und © 2010

ISBN-13: 978-3-902559-41-8

ISSN: 1818-7722