



# 4. Umweltökologisches Symposium

## Gewässerschutz

18. und 19. März 2014  
Veranstaltungsort:  
LFZ Raumberg-Gumpenstein  
(Schlossgebäude, großer Seminarraum)  
A-8952 Irdning



[lebensministerium.at](http://lebensministerium.at)

# **BERICHT**

## **4. Umweltökologisches Symposium**

am 18. und 19. März 2014  
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

### *Leiter für Forschung und Innovation*

Dr. Anton Hausleitner

### *Für den Inhalt verantwortlich*

die Autoren

### *Redaktion*

Brigitte Marold

### *Druck, Verlag und © 2014*

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft  
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning

ISBN-13: 978-3-902849-02-1

ISSN: 1818-7722

# Inhaltsverzeichnis

<b>Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan - Rechtliche Rahmenbedingungen im Bereich Grundwasser.</b> .....	5
G. OSSEGGER	
<b>Rechtliche Rahmenbedingungen und Grenzen des Vertragswasserschutzes.</b> .....	11
T. DWORAK	
<b>Rechtliche Ansprüche auf Grund von Bewirtschaftungseinschränkungen in wasserrechtlich besonders geschützten Gebieten.</b> .....	15
H. ROSSMANN	
<b>Aktueller Stand der Gewässerschutzmaßnahmen im ÖPUL 2014.</b> .....	19
Th. RECH	
<b>Grundwasserqualität in Österreich.</b> .....	21
P. SCHENKER	
<b>Nitrat im Grundwasser: Problematik - Lösungsansätze - Erfolge - Herausforderungen.</b> .....	25
F. FEICHTINGER	
<b>Bodenphysikalische Aspekte im Hinblick auf den Gewässerschutz.</b> .....	31
A. KLIK und A. SCHWEN	
<b>Hochwasserabfluss in alpinen Einzugsgebieten - hydrologische Standortfaktoren und deren Bewertung.</b> .....	37
K. KLEBINDER, B. KOHL, G. MARKART, G. MEISSL und B. SOTIER	
<b>Humusfunktionen und -Dynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden.</b> .....	43
H. SPIEGEL, G. DERSCH, N. SCHLATTER, K. AICHBERGER, J. SÖLLINGER und A. BAUMGARTEN	
<b>Phosphor-Speicherkapazität und Phosphor-Sättigungsgrad in österreichischen Böden des Dauergrünlandes.</b> .....	49
A. BOHNER, Ch. WEISSENSTEINER und J.K. FRIEDEL	
<b>Pflanzen als Biopflug? Einfluss von Wurzeln auf die hydraulischen Eigenschaften des Bodens.</b> .....	61
G. BODNER	
<b>Prognose der Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen und des Klimawandels auf die Grundwasserqualität.</b> .....	67
J. FANK und G. KLAMMLER	
<b>Hoch aufgelöste Erosionsrisiko- und Gewässeranschlusskarten als Hilfsmittel für den Vollzug.</b> .....	75
V. PRASUHN, S. ALDER, H. LINIGER und K. HERWEG	
<b>BoBB - Bodenerosion, Beratung und Berechnung - Ein Werkzeug zur Unterstützung der landwirtschaftlichen Beratungspraxis.</b> .....	81
A. EDER, P. STRAUSS, R. HÖSL und J. DEVATY	
<b>Erosionsschutzprojekte - Beratungspraxis in Oberösterreich.</b> .....	87
F.X. HÖLZL	

<b>Pflanzenbauliche und landtechnische Erosionsschutzmaßnahmen im Maisanbau. ....</b>	<b>91</b>
K. MAYER	
<b>Begrünungseinsaaten in Getreide - Erfahrungen aus der Praxis. ....</b>	<b>93</b>
Th. WALLNER, R. SCHÜTZ und S. FRIEDL	
<b>Düngeberatung in Grundwasser sensiblen Gebieten der Steiermark - Ist-Situation und Ausblick. ....</b>	<b>97</b>
A. BERNSTEINER und H. HOLZNER	
<b>Einsatz eines Stickstoffaustragsmodells in der landwirtschaftlichen Grundwasserschutzberatung. ....</b>	<b>101</b>
P. CEPUDER, R. NOLZ, V. AUS DER SCHMITTEN, J. MASSWOHL und A. BERNSTEINER	
<b>Effekte der symbiontischen Stickstoff-Fixierung der Sojabohne. ....</b>	<b>105</b>
J. VOLLMANN und P. SCHWEIGER	

# Vorwort

Der Boden gehört neben dem Wasser zu den wichtigsten Lebensgrundlagen für das Leben auf unserem Planeten und stellt damit eines der kostbarsten Güter der Menschheit dar. Boden ist ja nicht vermehrbar und auch nur sehr schwer regenerierbar. Auf Grund seiner zahlreichen Funktionen hat ein intakter und fruchtbarer Boden einen hohen landwirtschaftlichen und gesellschaftlichen Wert.

Die großen Probleme der Zukunft werden vermutlich folgende sein:

- Ernährung der ständig wachsenden Weltbevölkerung und
- ausreichende Versorgung der Bevölkerung mit sauberem Trinkwasser.

Der Boden trägt ganz wesentlich zur Ernährung der Menschheit bei. Auf Grund seiner Speicher-, Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion leistet er auch einen wichtigen Beitrag zum Schutz von Grundwasser und Oberflächengewässern. Das Grundwasser bildet die Basis für die Trinkwasserversorgung. Das Trinkwasser ist unser wichtigstes Lebensmittel, das durch keinen anderen Stoff ersetzt werden kann.

Die Bedeutung des Bodens für die Menschheit wird weltweit auf höchster politischer Ebene anerkannt, auch wenn das in der Umsetzung nicht immer einen adäquaten Niederschlag findet. Der Boden wird aber 2014 erstmals offiziell am 5.12. als Welttag gefeiert und das Jahr 2015 wird das „Internationale Jahr des Bodens“.

Mit dem 4. Umweltökologischen Symposium am 18. und 19. März 2014 am LFZ Raumberg-Gumpenstein wollen wir im Rahmen unserer Möglichkeiten wieder einen Beitrag zum Schutz der Lebensgrundlagen Boden und Wasser leisten.

Dr. Anton Hausleitner  
Leiter für Forschung und Innovation

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

# Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan - Rechtliche Rahmenbedingungen im Bereich Grundwasser

Gunter Ossegger<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Kerninstrument für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und deren Zielerreichung ist die Erstellung von integrierten Maßnahmenprogrammen als Hauptbestandteil von Bewirtschaftungsplänen. Im 6. Kapitel des NGP 2009 sind die auf unterschiedlichen Regelungsmechanismen basierenden Maßnahmen zur Erhaltung bzw. Erreichung eines guten Grundwasserzustandes dargelegt.

## Summary

Programmes of measures, which are the key elements of a River basin management plan, are the main instrument for implementing of the Water framework Directive and achieving their environmental objectives. Chapter 6 of the NGP 2009 deals with the measures for conservation and achieving a good groundwater status based on various regulations.

## Unionsrechtliche Vorgaben

Die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie – WRRL) regelt den rechtlichen Rahmen zur Vereinheitlichung der Wasserpolitik innerhalb der EU. Mit dieser Richtlinie werden die grundlegenden Prinzipien und Strukturen für den Schutz und die nachhaltige Nutzung von Wasser in den Mitgliedstaaten aufgestellt. Grundprinzip der WRRL ist es, keine weiteren Verschlechterungen des Ist-Zustands der Gewässer zuzulassen („Verschlechterungsverbot“) und alle Gewässer, die noch keinen guten Zustand ausweisen, grundsätzlich bis 2015 – bzw. mit Ausnahmen spätestens 2027 – schrittweise zu verbessern (Verbesserungsgebot).

Für das Grundwasser (GW) ist ein guter mengenmäßiger und chemischer Zustand zu erreichen bzw. zu erhalten.

Ein GWkörper befindet sich in einem "guten mengenmäßigen Zustand", wenn der GWspiegel im GWkörper so beschaffen ist, dass die verfügbare GWressource nicht von der langfristigen mittleren jährlichen Entnahme überschritten wird.

Der "gute chemische Zustand" des GW ist gegeben, wenn die Schadstoffkonzentrationen die geltenden Qualitätsnormen nicht überschreiten und nicht zur signifikanten Schädigung von Oberflächengewässern oder abhängigen Landökosystemen führen. Diese Vorgaben werden durch die Richtlinie 2006/118/EG (GW-RL) vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des GW vor Verschmutzung und Verschlechterung insofern vervollständigt, als sie einerseits die EU-weit geltenden GWqualitätsnormen zusammenführt und andererseits die Mitgliedsstaaten verpflichtet, Schwellenwerte für andere Schadstoffe festzulegen, die für die GWverschmutzung von Relevanz sind. Ein GWkörper befindet sich demnach in einem guten chemischen Zustand, wenn

- diese GWqualitätsnormen und nationalen Schwellenwerte an allen Überwachungsstellen eingehalten werden, bzw.
- im Falle von Überschreitungen an einer oder mehreren Überwachungsstellen sichergestellt ist, dass
  - die Schadstoffkonzentrationen keine signifikante Gefährdung der Umwelt darstellt,
  - der gute Zustand in mit dem GW verbundenen Oberflächengewässern erreicht wird,
  - die Anforderungen von Artikel 7 WRRL die Aufbereitungsmaßnahmen weiter zu reduzieren weiterhin erfüllt sind und
  - die Brauchbarkeit des GWkörpers für die Verwendung durch den Menschen nicht signifikant gestört ist.

Wird ein GWkörper trotz einzelner Überschreitungen als in einem guten Zustand befindlich eingestuft, so sind die erforderlichen Maßnahmen zum Schutz der von ihm abhängigen Ökosysteme sowie der GWnutzungen zu treffen.

In Ergänzung zur WRRL und zur Richtlinie 80/68/EWG werden durch die GW-RL weitere Vorgaben zur Verhinderung bzw. Begrenzung des Schadstoffeintrags geregelt.

Die WRRL statuiert zur Erreichung der Ziele einen mehrstufigen Planungsprozess (d.h. die Erhebung von Planungsgrundlagen, eine Datenvorhaltung, Maßnahmenplanung, -auswahl und -evaluierung, die Einbindung der Öffentlichkeit sowie den flankierenden Einsatz ökonomischer Instrumente). Die *Tabelle 1* stellt die wesentlichsten Fristen mit Auswirkungen auf die rechtliche Umsetzung dar.

Ein Kerninstrument für die Richtlinienumsetzung stellt somit die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen gemäß Art 13 WRRL dar. Ein Bewirtschaftungsplan ist ein Planungsdokument, das klare Rahmenbedingungen für eine Flussgebietseinheit über die nächsten sechs Jahre beinhalten soll. Mit diesen Planungen werden wasserwirtschaftliche

<sup>1</sup> Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. I/4, Stubenring 1, A-1010 WIEN

\* Ansprechpartner: Mag. Gunter Ossegger, gunter.ossegger@lebensministerium.at

**Tabelle 1: Fristen mit Auswirkungen auf die rechtliche Umsetzung**

22.12.2003	Erlassung der erforderlichen Rechts- und Verwaltungsvorschriften um den Anforderungen der Richtlinie nachkommen zu können, einschließlich Bestimmung der zuständigen Behörden
22.12.2004	Fertigstellung der Analyse betreffend Merkmale einer Flussgebietseinheit
22.12.2006	Überwachungsprogramme müssen „anwendungsbereit“ sein; Öffentlichkeitsbeteiligung hinsichtlich des Zeitplanes und des Arbeitsprogrammes für die Aufstellung des NGP einschließlich Öffentlichkeitsbeteiligung
22.12.2007	Öffentlichkeitsbeteiligung hinsichtlich des Überblickes der für ein Einzugsgebiet festgestellten wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen
22.12.2008	Öffentlichkeitsbeteiligung hinsichtlich der Entwürfe des NGP
22.12.2009	Frist für die Aufstellung der Maßnahmenprogramme; Veröffentlichung des NGP
22.12.2012	Frist für die Umsetzung der Maßnahmen aus den Maßnahmenprogrammen
22.12.2015	Frist für die Erreichung des guten Zustandes für alle Gewässer; Erste Überprüfung und Aktualisierung des NGP und Maßnahmenprogramme einschließlich Überprüfung der Gründe bei der Festlegung weniger strenger Umweltziele
22.12.2021	Ablauf der ersten Verlängerungsfrist zwecks stufenweiser Umsetzung für die Erreichung des guten Zustandes
22.12.2027	Ablauf der letzten Verlängerungsfrist zwecks stufenweiser Umsetzung für die Erreichung des guten Zustandes

Ziele und Maßnahmen vorgegeben, die auf die Politiken und Maßnahmen von Behörden und Planern Einfluss nehmen sollen.

### Nationale Umsetzung

Die unionsrechtlichen Vorgaben wurden vorrangig mit der WRG-Novelle 2003, BGBl. I Nr. 82/2005, in das nationale Recht umgesetzt. Die Änderungen betrafen insbesondere die Implementierung des anstehenden Planungsprozesses, die Regelung der diesbezüglichen Zuständigkeitsverteilung zwischen BMLFUW und LH, die Normierung des Verschlechterungsverbots und die Schaffung der Rechtsgrundlagen in Form von Verordnungsermächtigungen zur Festlegung der für Oberflächengewässer und GW relevanten Umweltziele.

### Qualitätszielverordnung Chemie GW

Im gegenständlichen Kontext ist als weiterer Rechtsakt insbesondere die **Qualitätszielverordnung Chemie GW**, BGBl. II Nr. 98/2010 idF BGBl. II Nr. 461/2010, zu nennen, mit der einerseits der gute chemische Zustand im GW durch Schwellenwerte festgelegt, die Kriterien für die Beurteilung des chemischen Zustands von GWkörpern, die Bestimmung von Trends und die Ausgangspunkte für die Trendumkehr vorgegeben und andererseits Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers gegen die Verschmutzung durch Schadstoffe und Verschlechterung normiert werden. Mit dieser Verordnung wurden die GWschwellenwertverordnung und die GWschutzverordnung aufgehoben.

- Gemäß § 4 in Verbindung mit Anlage I wurden für nach der Istbestands-Analyse relevante Schadstoffe grundsätzlich die nach der Trinkwasserverordnung maßgeblichen Grenzwerte als Schwellenwerte übernommen. Im Hinblick auf den vorsorgenden Schutz des GW vor Belastungen durch Nitrat und in Einklang mit der bisherigen GWschwellenwertverordnung wurde jedoch für den Parameter Nitrat abweichend der Schwellenwert mit 45 mg NO<sub>3</sub>/l festgesetzt. Im Sinne des Vorsorgeprinzips und der Vorgaben der GW-RL wurden die Ausgangspunkte für eine Trendumkehr mit 75% dieser Schwellenwerte festgelegt.

- §§ 6 und 7 beinhaltet Einbringungsverbote bzw. Einbringungsbeschränkungen für bestimmte gefährliche Stoffe.
- § 10: Wenn an zumindest 30% bzw. 50% der Messstellen die Beschaffenheit des GW eines GW-körpers als gefährdet gilt, ist ein Beobachtungsgebiet bzw. ein voraussichtliches Maßnahmengebiet gemäß § 33f WRG 1959 auszuweisen. Zusätzlich ist jedoch vorgesehen, dass die Bezeichnung eines voraussichtlichen Maßnahmengebiets auch bei einem signifikanten und anhaltenden steigenden Trend in Betracht kommt.
- § 12 enthält für Programme des LH gemäß § 33f WRG 1959 einen Maßnahmenkatalog, der teilweise an das ÖPUL 2007 (zB die Düngeplanung, Mulchsaat, Bewirtschaftung von besonders auswaschungsgefährdeten Ackerflächen, Verzicht auf die Ausbringung von grundwassergefährdenden Pflanzenschutzmitteln, Überprüfung von Maschinen und Geräte zur Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln) angelehnt ist.

### Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP)

Mit dem auf der Grundlage des § 55c Abs. 3 WRG 1959 durch eine Verordnung des BMLFUW erlassenen NGP 2009 wurden Vorgaben für den folgenden Planungszeitraum festgelegt. Aufbauend auf einer allgemeinen Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheiten und einer zusammenfassenden Darstellung der signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen auf die Gewässer wird deren Zustandsbeurteilung auf der Grundlage von Überwachungsprogrammen dargelegt und die für die Entwicklung der Lebens- und Wirtschaftsverhältnisse der Flussgebiets-einheit anzustrebende wasserwirtschaftliche Ordnung, in möglichst bestmöglicher Abstimmung der verschiedenen Interessen festgelegt.

Die Planung betrifft im Wesentlichen

- kosteneffiziente Maßnahmenprogramme zur erforderlichenfalls stufenweisen Verbesserung des Zustandes der Gewässer und zum Schutz vor künftigen Beeinträchtigungen, und
- die Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen nach Prioritäten mit den geeigneten Instrumenten (Bescheid, Verordnung).



## Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009

(BMLFUW-UW.4.1.2/0011-1/4/2010)



### Zustandsbeurteilung

Die unter Zugrundelegung der durch die Qualitätszielverordnung Chemie GW vorgegebenen Methode beurteilten Überwachungsprogramme zeigten, dass drei GWkörper für den Parameter Nitrat einen nicht guten chemischen Zustand aufwiesen, weil bei zumindest 50% der Messstellen der Schwellenwert von 45 mg/l überschritten wurde.

An vierzehn GWkörper wurden überdies bei zumindest 30% der Messstellen Überschreitungen der Schwellenwerte für Nitrat und/oder Orthophosphat, Atrazin, Desethylatrazin sowie Ammonium beobachtet. Überschreitungen von Schwellenwerten und damit die Gefahr von lokaler/regionaler Verschmutzung gab es auch für andere Parameter, allerdings war die Ausdehnung der Überschreitungen nicht so groß, dass mindestens 30% bzw. 50% der Messstellen im jeweiligen Grundwasserkörper von den Überschreitungen betroffen waren. Insgesamt wurde bei 454 Messstellen eine Gefährdung, d.h. für zumindest einen Schadstoff eine Überschreitung des Schwellenwerts festgestellt.

Für jene drei Grundwasserkörper, die keinen guten Zustand aufwiesen, waren Fristerstreckungen für die Erreichung des guten chemischen Zustands bis 2027 gemäß § 30e WRG 1959 erforderlich. Dazu wurde im NGP 2009 begründend ausgeführt, dass das GW bedingt durch die langen Erneuerungszeiten auf einen reduzierten Nitratreintrag nur sehr langsam und langfristig reagiert. Auch wenn hier alle wirtschaftlich vertretbaren Maßnahmen der landwirtschaftlichen Bodennutzung (z.B. ÖPUL – Maßnahmen) ergriffen würden, um die Stickstoffauswaschung zu verringern, lassen es die natürlichen Gegebenheiten nicht zu, dass der Nitratgehalt im Grundwasser bis 2015 ausreichend stark abnimmt.

Diese Beurteilung ist alle sechs Jahre einer Überprüfung zu unterziehen

Die Überwachungsergebnisse zeigten ferner, dass alle GWkörper einen guten mengenmäßigen Zustand aufwiesen.

### Maßnahmen

Die Entwicklung eines Maßnahmenprogramms, das die Zielerreichung sicherstellen soll, ist eine der zentralen Aufgaben des Planungsprozesses für den Gewässerbewirtschaftungsplan. Eine Maßnahme beinhaltet die zu setzende erforderliche Handlung oder Aktivität sowie den Regelungsmechanismus. Weiters sind politische Entscheidungen für rechtliche oder finanzielle Instrumente, die die Umsetzung der Handlung oder Aktivität vorantreiben oder sicherstellen, erforderlich.

Die WRRL unterscheidet zwischen „grundlegenden“ und „ergänzenden“ Maßnahmen. Die erste Gruppe erfasst die zu erfüllenden Mindestanforderungen und beinhaltet u.a.

- Maßnahmen zur Umsetzung gemeinschaftlicher Wasserschutzvorschriften,
- bei Einleitungen über Punktquellen, die Verschmutzungen verursachen können, das Erfordernis einer vorherigen Regelung, wie ein Verbot der Einleitung von Schadstoffen in das Wasser, oder eine vorherige Genehmigung
- bei diffusen Quellen, die Verschmutzungen verursachen können, Maßnahmen zur Verhinderung oder Begrenzung der Einleitung von Schadstoffen
- das Verbot einer direkten Einleitung von Schadstoffen in das GW mit bestimmten Ausnahmen

„Ergänzende“ Maßnahmen sind Maßnahmen, die zusätzlich zu den grundlegenden Maßnahmen geplant und ergriffen werden, um die gemäß Artikel 4 festgelegten Ziele zu erreichen.

Manche der Regelungsmechanismen für Maßnahmen gelten in allen EU-Staaten, während sich andere auf das gesamte Bundesgebiet oder aber nur auf besonders zu schützende Gebiete beziehen. Maßnahmen stellen im Wesentlichen die (technischen) Anforderungen zur Umsetzung der Zielsetzungen des Wasserrechtsgesetzes dar. Sie werden daher in Vollziehung der Bestimmungen des WRG 1959 einerseits bei der Erlassung generell verbindlicher Anordnungen sowie andererseits auch im Einzelverfahren zur Beurteilung der Auswirkungen auf öffentliche Interessen herangezogen. Die Umsetzung von Maßnahmen kann aber auch außerhalb des Wasserrechts in anderen Materienbereichen erfolgen. Die Maßnahmen können dabei ihre Wirkung durch verbindliche Anordnungen, Leitlinien, freiwillige Vereinbarungen, finanzielle Anreize etc. erfahren. Es werden drei Maßnahmentypen unterschieden:

- Erhaltungsmaßnahmen zur Verhinderung einer Verschlechterung des jeweiligen Zustandes eines Gewässers;
- Sanierungsmaßnahmen zur schrittweisen Herstellung des guten Gewässerzustandes;
- Maßnahmen zur Förderung der wasserwirtschaftlichen Entwicklung, dienen dazu die vielfältigen – oft gegensätzlichen – (Nutzungs-)Ansprüche an Gewässer nach Möglichkeit befriedigen zu können.

### **Maßnahmen iZM der Einbringung von Schadstoffen aus Punktquellen ins GW**

Als bedeutende Punktquellen sind vor allem Altlasten (z.B. Altstandorte) sowie Kleinkläranlagen zu nennen. Folgende Maßnahmen/Regelungsmechanismen sind im NGP angeführt:

- Zum einen ist die direkte Einbringung von bestimmten Schadstoffen gemäß § 6 Qualitätszielverordnung Chemie GW verboten, zum anderen ist die Versickerung oder Einleitung von Stoffen, durch die das Grundwasser verunreinigt wird, gemäß § 32 WRG 1959 bewilligungspflichtig. Vor dem Hintergrund der Zielbestimmung des WRG 1959, GW so reinzuhalten, dass es als Trinkwasser verwendet werden kann, hat die Behörde entsprechend der jeweiligen Gegebenheiten in einer Einzelfallbeurteilung dementsprechende Begrenzungen festzulegen.
- Die Gewässeraufsicht überprüft gemäß §§ 130 ff WRG 1959 den Zustand der Gewässer sowie die Einhaltung der in Bescheiden getroffenen Vorschriften (z.B. Auflagen).
- Sofern eine bestehende Bewilligung überschritten wird oder eine Tätigkeit, die einer Bewilligung bedarf, ohne Einholung derselben ausgeführt wird, hat die Behörde gemäß § 138 WRG 1959 denjenigen, der diese „eigenmächtige Neuerung gesetzt hat – sofern es das öffentliche Interesse erfordert oder ein Betroffener es verlangt – dazu zu verhalten, diese wieder zu beseitigen.
- Sofern es der mangelnde Schutz öffentlicher Interessen erfordert, hat die Behörde gemäß § 21a WRG 1959 – bei rechtmäßig betriebenen Anlagen – die nach dem Stand der Technik zur Erreichung dieses Schutzes erforderlichen Auflagen, aber auch Anpassungsziele bzw. die Vorlage eines Projektes nach einer Verhältnismäßigkeitsprüfung vorzuschreiben und nach vorheriger wiederholter Mahnung unter Hinweis auf die Rechtsfolgen die Bewilligung zu entziehen.
- Die Sicherung und Sanierung von Altlasten erfolgt systematisch nach den Vorgaben des Altlastensanierungsgesetzes.

### **Maßnahmen iZM der Einbringung von Schadstoffen aus diffusen Quellen in das GW**

Die diffuse Belastung des Grundwassers resultiert überwiegend aus landwirtschaftlicher Aktivität. Am größten ist die Belastung in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten mit geringer Grundwassererneuerung. In deutlich geringerem Ausmaß ist auch eine diffuse Belastung durch NOx aus Verbrennung (Verkehr, Siedlungstätigkeit) und undichte Kanäle gegeben. Im NGP 2009 werden folgende Maßnahmen/Regelungsmechanismen angeführt, die teils generell verbindlich, teils im Rahmen von Einzelverfahren von Relevanz sind oder aber auch auf freiwilliger Anwendung basieren:

- Das Aktionsprogramm Nitrat, Amtsblatt zur Wiener Zeitung Nr. 22 vom 31.01.2008, ist eine Verordnung des BMLFUW gemäß § 55p WRG 1959 und dient der Umsetzung der Nitratrichtlinie (91/676/EWG). Es soll bestehende Gewässerverunreinigungen verringern und weitere Gewässerverunreinigungen dieser Art vorbeu-

gen. Die Einhaltung der Vorgaben ist verbindlich. Die Kontrolle erfolgt durch die Gewässeraufsicht und im Rahmen von „Cross-Compliance“ durch die Agrarmarkt Austria (AMA). Das Programm enthält in Bezug auf Grundwasserschutz folgende Vorgaben/Maßnahmen:

- Zeiträume, in denen stickstoffhaltige Düngemittel nicht auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebracht werden dürfen.
- Anforderungen an das Fassungsvermögen und Bauweise von Behältern zur Lagerung von Wirtschaftsdünger.
- Verfahren für das Ausbringen von stickstoffhaltigen Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Nutzflächen.
- Mengenmäßige Begrenzung für das Ausbringen von stickstoffhaltigen Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. In Abhängigkeit der Kultur erfolgen Festlegungen für eine Mengenbegrenzung stickstoffhaltiger Düngemittel sowie eine Begrenzung für Wirtschaftsdünger.
- Das Ausbringen von Handelsdünger, Klärschlamm, Kompost oder anderen zur Düngung ausgebrachten Abfällen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ist bei Überschreitung bestimmter Stickstoffmengen gemäß § 32 Abs. 2 lit. f WRG 1959 wasserrechtlich bewilligungspflichtig.
- Bislang wurde keine Verordnung zur Verbesserung der Qualität der Grundwasserkörper gemäß § 33f Abs. 4 WRG 1959, bei der der LH zunächst freiwillig zu setzende Maßnahmen auswählt, erlassen.
- Maßnahmen im Bereich des Pflanzenschutz- bzw. Pflanzenschutzmittelrechts. Ziel ist es insbesondere im Rahmen der Zulassung, des Inverkehrbringens und der Kontrolle von Pflanzenschutzmitteln (PSM) die Voraussetzungen für eine risikominimierte Anwendung von PSM sicherzustellen. Entsprechend der verfassungsrechtlichen Kompetenzverteilung finden sich im Pflanzenschutzmittelgesetz 1997 Regelungen über das Inverkehrbringen, einschließlich der Werbung für und die Einfuhr von PSM.
- Beschränkungen des Einsatzes von Chemikalien aufgrund des Chemikalienrechts,
- Anpassungen von Schutz- und Schongebieten gemäß § 34 WRG 1959
- Die Gewährung von Direktzahlungen sowie bestimmter Maßnahmen der ländlichen Entwicklung (z.B. AZ, ÖPUL) ist an die Einhaltung bestimmter Auflagen in den Bereichen öffentliche Gesundheit, Tier- und Pflanzengesundheit sowie Umwelt- und Tierschutz gebunden (**CC - Cross Compliance**). Demnach sind u.a die Flächen in gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (in den Bereichen Umwelt, Gesundheit von Mensch, Tier und Pflanzen sowie Tierschutz) zu erhalten.
- Das Programm zur Förderung einer umweltgerechten extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL) 07 -13 enthält zahlreiche Maßnahmen, die den Grundwasserschutz unterstützen, wie z.B.:
  - Einhaltung von Düngegrenzen, die geringer sind als jene des AP-Nitrat;

- Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Ackerflächen;
- Begrünung von Ackerflächen;
- Fruchtfolgeauflagen;
- Maßnahmen wie Düngebegrenzungen, Fruchtfolgevorgaben, schlagbezogene Aufzeichnungen, Düngung nach  $N_{\min}$ , Bodenproben für Spezialkulturen (Wein, Obst, Gemüse, Erdäpfel, Rübe, Erdbeeren);
- Schulungen;
- Untersaat bei Mais.
- Düngplanung und -bilanzierung (in der ÖPUL Maßnahme vorbeugender Gewässerschutz),
- keine Düngung auf besonders auswaschungsgefährdeten Böden (neue ÖPUL Maßnahme).
- Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel (Biologische Landwirtschaft, Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel auf Ackerflächen und im Grünland),
- Verzicht auf chemisch-synthetische Fungizide auf Getreideflächen.
- Die Richtlinien der sachgerechten Düngung enthalten Düngeempfehlungen sowie eine Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft.
- In den Bundesländern laufen Beratungsaktivitäten (z.B. Nitratinformationsdienst, Wasserschutzberatung), die oft von den Ämtern der Landesregierung und der Landwirtschaftskammer gemeinsam organisiert werden.
- Weitere Maßnahmen, die im NGP Erwähnung finden, betreffen die Intensivierung der Beratung bzw. der CC-Kontrollen in belasteten Gebieten, zusätzliche GW-Überwachungsprogramme und Forschungsprojekte („Geoparl“).

#### Maßnahmen iZm Wasserentnahmen

Die Wasserentnahmen für Haushalte, Industrie, Gewerbe und Landwirtschaft betreffen in Summe lediglich rd. 3% des gesamten Wasserdargebotes. In Österreich ist kein Grundwasserkörper im schlechten mengenmäßigen Zustand. Im NGP 2009 sind u.a. folgende Maßnahmen zur Erhaltung des guten mengenmäßigen Zustands angeführt.

**Maßnahmen in Bezug auf stoffliche Belastungen diffuse Quellen – Oberflächengew. und Grundwasser**

- Novellierung **Aktionsprogramm Nitrat 2012**
- Fortführung **ÖPUL** – derzeit Arbeit an neuem Programm
- **Beratungsiniciativen** und Forschungsarbeiten im Bereich Landwirtschaft
- **PSM Regelungen** bei Zulassung oder SchongebietsVO auf Basis von Geo-Pearl und Messprogrammen
- Fortführung **Altlastensanierung**

- Die Benutzung des Grundwassers bedarf einer wasserrechtlichen Bewilligung gemäß § 10 WRG 1959, wenn der Grundeigentümer über seinen Haus- und Wirtschaftsbedarf hinaus Grundwasser entnimmt und die Entnahmen mit anderen als handbetriebenen Pump- und Schöpfwerken erfolgt. Artesische Brunnen sind jedenfalls bewilligungspflichtig.
- Hinsichtlich Gewässeraufsicht gemäß §§ 130 ff WRG 1959, wasserpolizeiliche Aufträge gemäß § 138 WRG 1959 und Anpassungsaufträge gemäß § 21a vgl. „Maßnahmen iZm der Einbringung von Schadstoffen aus Punktquellen ins GW“.
- Bewirtschaftungsgrundsätze für den oberösterreichisch-niederbayerischen TiefenGWkörper „Thermalgrundwasser“ entsprechend einer Empfehlung der Ständigen Gewässerkommission zwischen Deutschland und Österreich nach dem Regensburger Vertrag.

#### Maßnahmen zur Förderung der wasserwirtschaftlichen Entwicklung

- zum Schutz von GWvorkommen für Zwecke der Trinkwasserversorgung in oberflächennahen Poren-GWkörpern mit bedeutenden Wasservorkommen – im speziellen vor Einwirkungen durch den Sand- und Kiesabbau – bzw. zur vorausschauenden Planung,
- zum Schutz von GWvorkommen für Zwecke der Trinkwasserversorgung/Trinkwassernotversorgung in Tiefen Grundwasserkörpern mit bedeutenden Wasservorkommen bzw. zur vorausschauenden Planung.

Auf der Grundlage einer Prüfung seitens der wasserwirtschaftlichen Planung der Länder sollen erforderlichenfalls Schritte für die Erarbeitung von Regionalprogrammen gemäß § 55g WRG 1959 oder anderen Maßnahmen gesetzt werden.

#### Entwicklungen seit dem NGP 2009

Folgende Maßnahmen wurden seit Veröffentlichung des ersten NGP gesetzt:

- Das Aktionsprogramm Nitrat 2012, veröffentlicht im Amtsblatt Nr. 87/2012 zur Wiener Zeitung, ist am 5.5.2012 in Kraft getreten. Die wesentlichen Neuerungen gegenüber dem AP Nitrat 2008 betreffen die Klarstellung der Düngeverbotszeiträume für Ackerflächen, eine Änderung der Definition „schneebedeckte Böden“, das Verbot der Düngerausbringung zur Maisstrohrotte ab 2017 und eine Aufzeichnungsverpflichtung (betriebs- bzw. kulturartenbezogen) ab 2015.
- Fortführung ÖPUL – derzeit Arbeit an neuem Programm
- Beratungsiniciativen und Forschungsarbeiten im Bereich Landwirtschaft
- Verwendungsbeschränkungen für PSM in Schongebietsverordnungen gemäß § 34 WRG 1959 auf Basis der Ergebnisse von Geo-Pearl und Messprogrammen
- Verwendungsbeschränkungen für PSM in Wasser-schongebieten im Rahmen der Zulassung: Änderung der Zulassungsbestimmungen betreffend Terbutylazin (Mais – ausgenommen Saatmais) und Metazachlor (Raps – Ausnahme Kohlgemüse)

- Mit der Richtlinie 2009/128/EG vom 21. Oktober 2009 über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für den nachhaltigen Einsatz von Pestiziden wurde ein Rahmen für eine nachhaltige Verwendung von Pestiziden geschaffen. Aufgrund der Grundlage landesgesetzlicher Ermächtigungen hat die Landesregierung, wenn es zum Schutz des Lebens oder der Gesundheit von Menschen oder der Umwelt oder zur Umsetzung des Rechts der EU erforderlich ist, durch Verordnung das Verwenden von PSM zum Schutz der aquatischen Umwelt bzw. zum Schutz von Trinkwasserversorgungen zu beschränken.
- Fortführung **Altlastensanierung**
- Im Bereich **Regionalplanung** liegen Entwürfe für Regionalprogramme zum Schutz der GWkörper von Graz bis Bad Radkersburg sowie zum Schutz der steirischen Tiefengrundwässer vor. Ersteres dient der Sicherung und Erhaltung des guten Zustands der GWvorkommen, indem das Wasservorkommen für Zwecke der Trinkwassergewinnung gewidmet wird und grundsätzliche Rahmenbedingungen für die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung (z.B. zur Abgrenzung der Bewilligungspflicht gemäß § 32 WRG 1959) festgelegt werden. Überdies werden für einen Teil des Gebiets Schongebietsanordnungen getroffen. Ziel des zweiten Verordnungsentwurfs ist die Sicherung der Qualität und Quantität der TiefenGW, indem diese der öffentlichen Trinkwasserversorgung und Trinkwassernotversorgung im Katastrophenfall gewidmet werden. Dafür werden Gesichtspunkte zur Handhabung insbesondere der Bestimmungen der §§ 10, 21 und 21a WRG 1959 bei der Erschließung und Nutzung des TiefenGW festgelegt.

### Vorarbeiten zum NGP 2015

Derzeit erfolgt eine Überprüfung bzw. Aktualisierung der Ist-Bestandsanalyse 2004. Dabei wird die Wirkung der

## Struktur Maßnahmenprogramm



- Belastungssituation – Ist-Bestandsanalyse 2013
- Maßnahmen - bisher gesetzt (inkl. 1. NGP)
  - Gesetzgebung
  - Finanzielle Anreize
  - Beratung – Bewusstseinsbildung
- **Bessere Unterscheidung zwischen grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen**
- Zustand der Wasserkörper – Wirkung der Maßnahmen
- Weitergehende Maßnahmen im NGP 2015
  - Kosten und Wirkung der Maßnahmen
  - Gebietskulisse für Maßnahmen

bisher gesetzten und noch andauernden Maßnahmen zu beurteilen sein, um zu entscheiden, inwiefern die Maßnahmen fortzuführen bzw. erforderlichenfalls zu modifizieren sind. Beim Aufbau des Maßnahmenprogramms für den NGP 2015 soll auch eine klarere Unterscheidung zwischen grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen eine Berücksichtigung finden.

### Literatur/Folien

- VOGL, 2001: Der neue Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – die rechtliche Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 5/6, Jahrgang 53, Mai/Juni 2001, Seite 111.
- FENZ und KOLLER-KREIMEL, 2013: Umsetzung 1. NGP, Vortrag anlässlich des Runden Tisches am 28.11.2013.
- FENZ und KOLLER-KREIMEL, 2013: IST-Bestandsanalyse 2013 - Ausblick auf Arbeiten zu NGP 2015, Vortrag anlässlich des Runden Tisches am 28.11.2013.

# Rechtliche Rahmenbedingungen und Grenzen des Vertragswasserschutzes

Tatjana Dworak<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

In der Regel werden Wasserversorgungsanlagen durch behördliche Festlegung eines Schutzgebietes und behördliche Anordnungen gemäß § 34 Abs 1 Wasserrechtsgesetz 1959 vor Verunreinigung bzw Beeinträchtigung geschützt. Es besteht jedoch generell Einvernehmen darüber, dass der Schutz von Wasserversorgungsanlagen auch im Rahmen von privatrechtlichen Vereinbarungen erfolgen kann. Der Schutz durch privatrechtliche Vereinbarungen wird als Vertragswasserschutz bezeichnet. Während die fachliche Ausgestaltung des Vertragswasserschutzes oft diskutiert wird, fehlt bisher eine detaillierte Auseinandersetzung mit dem erforderlichen und zweckmäßigen rechtlichen Inhalt solcher Vereinbarungen.

Beim Wasserverband Umland Graz wird der Schutz der Wasserversorgungsanlagen zukünftig durch den Vertragswasserschutz gewährleistet. Es wurden mit allen vom Schutzgebiet betroffenen Grundstückseigentümern entsprechende privatrechtliche Vereinbarungen abgeschlossen. Die dabei gewonnenen Erfahrungen hinsichtlich des Inhaltes solcher Vereinbarungen werden nachfolgend dargestellt.

*Schlagwörter:* Wasserversorgungsanlagen, Schutzgebiete, Schutzgebietsbescheide, privatrechtliche Vereinbarungen, Wasserverband Umland Graz

## Einleitung

Gemäß § 34 Abs 1 Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG) kann zum Schutze von Wasserversorgungsanlagen gegen Verunreinigung oder gegen eine Beeinträchtigung ihrer Ergiebigkeit die zur Bewilligung dieser Anlagen zuständige Wasserrechtsbehörde<sup>2</sup> durch Bescheid

- besondere Anordnungen über die Bewirtschaftung oder sonstige Benutzung von Grundstücken und Gewässern treffen,
- die Errichtung bestimmter Anlagen untersagen und
- entsprechende Schutzgebiete bestimmen.

Darüber hinaus kann die Behörde den Betrieb bestehender Anlagen und Unternehmungen im notwendigen Ausmaß einschränken<sup>3</sup>. Derartige Bescheide werden **Schutzgebietsbescheide** genannt. Die besonderen Anordnungen sind tunlichst gleichzeitig in jenem Bescheid, mit dem die wasserrechtliche Bewilligung für die zu schützende Anlage erteilt wird, zu treffen. Eine gesonderte Festlegung ist jedoch zulässig. Die Änderung solcher Anordnungen ist zulässig,

wenn der Schutz der Wasserversorgung dies gestattet oder erfordert<sup>4</sup>.

Zum Schutz der allgemeinen Wasserversorgung kann der Landeshauptmann<sup>5</sup> gemäß § 34 Abs 2 WRG mittels Verordnung ein zu bezeichnendes Einzugsgebiet als Schongebiet bestimmen und wassergefährdende Maßnahmen einer Bewilligungs- oder Anzeigepflicht unterwerfen bzw. bestimmte Maßnahmen gänzlich oder teilweise verbieten oder die Durchführung nur in bestimmter Weise zulassen (**Schongebietsverordnung**).

Festgehalten werden kann also: Der Schutz von Wasserversorgungsanlagen erfolgt im engeren Umgebungsbereich der Wasserfassung durch die Festlegung eines Schutzgebietes mittels Bescheid. Regelmäßig erfolgt eine Unterteilung in ein engeres und ein weiteres Schutzgebiet oder zum Beispiel in die Zonen I und II. Innerhalb der festgelegten Schutzgebiete gelten bestimmte Beschränkungen für die Bewirtschaftung von Grundstücken und die Errichtung bestimmter Anlagen. Mittels Verordnung kann sofern erforderlich über das Schutzgebiet hinaus ein größerer Bereich als Schongebiet festgelegt und können Bewilligungs- und Anzeigepflichten bzw sonstige Ge- und Verbote vorgesehen werden.

Dieser Beitrag widmet sich im Folgenden der Festlegung von Schutzgebieten und Vorschreibung von Anordnungen mittels Schutzgebietsbescheid und deren Ersatz durch den Vertragswasserschutz. In den Schongebieten wird der Vertragswasserschutz regelmäßig schon deshalb ausscheiden, weil behördliche Bewilligungs- und Anzeigepflichten nicht vertraglich geregelt werden können; derartige Pflichten können nur durch Verordnung oder Gesetz normiert werden.

## Schutzgebietsbescheide

Schutzgebietsbescheide sind nicht Bestandteil der für die Wasserversorgung erteilten wasserrechtlichen Bewilligung. Voraussetzung für die Erlassung eines Schutzgebietsbe-

<sup>2</sup> Zuständige Behörde bei nicht bewilligungspflichtigen Wasserversorgungsanlagen ist die Bezirksverwaltungsbehörde. Keiner Bewilligung bedürfen Nutzungen des Grundwassers durch den Grundeigentümer für den notwendigen Haus- und Wirtschaftsbedarf, wenn die Förderung durch handbetriebene Pump- oder Schöpfwerke erfolgt oder wenn die Entnahme in einem angemessenen Verhältnis zum eigenen Grund steht.

<sup>3</sup> Dies erst nach Anhörung der gesetzlichen Interessensvertretungen.

<sup>4</sup> § 34 Abs 1 letzter Satz WRG.

<sup>5</sup> In bestimmten Fällen der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; siehe § 34 Abs 2a WRG.

<sup>1</sup> Rechtsanwältin, Eisenberger & Herzog Rechtsanwälts GmbH, office Graz: Hilmgasse 10, A-8010 GRAZ, office Wien: Wienerbergstraße 11, A-1100 WIEN

\* Ansparchpartner: Dr. Tatjana Dworak, t.dworak@ehlaw.at

scheides ist aber immer das Vorliegen einer wasserrechtlich genehmigten Wasserversorgungsanlage<sup>6</sup>. Schutzgebietsbescheide enthalten – neben der Festlegung des Schutzgebietes – Anordnungen, die im öffentlichen Interesse an einer einwandfreien Wasserversorgung erlassen werden<sup>7</sup>. Die Anordnungen sind daher Gegenstand amtswegiger Ermittlungen. Die Anordnungen sind von Amts wegen oder über Antrag zu ändern, wenn sie nicht mehr erforderlich sind oder der Schutz nicht ausreichend ist. In diesen Fällen ist die Behörde verpflichtet, die Anordnungen entweder zu lockern oder zu verschärfen. § 34 Abs 1 WRG ist nämlich der Grundsatz der Eingriffsminimierung immanent. Anordnungen im Sinne dieser Gesetzesstelle sollen nur in dem Ausmaß getroffen werden, in dem sie im öffentlichen Interesse an einer einwandfreien Wasserversorgung erforderlich sind.<sup>8</sup>

Schutzgebietsbescheide richten sich an die Eigentümer der innerhalb der Schutzzone gelegenen Grundstücke. Schutzgebietsbescheiden kommt dingliche Wirkung zu. Diese dingliche Wirkung hat zur Folge, dass jeder Eigentümer der davon betroffenen Grundstücke die Wirkung gegen sich gelten lassen muss.<sup>9</sup> Schutzgebietsbescheide werden also durch einen Eigentümerwechsel nicht berührt.<sup>10</sup> Die sich daraus ergebenden Rechte und Pflichten (Beschränkungen, Entschädigung) gehen automatisch auf den jeweiligen Rechtsnachfolger im Eigentum des Grundstückes über. Aus diesem Grunde sind die sich aus den bescheidmäßigen Anordnungen ergebenden Beschränkungen auf Antrag der Wasserrechtsbehörde im Grundbuch ersichtlich zu machen. Die Ersichtlichmachung dient dazu, allfällige Erwerber eines Grundstückes auf die bestehenden Beschränkungen hinzuweisen.

Für die Eigentümer der vom Schutzgebiet betroffenen Grundstücke bedeuten die bescheidmäßigen Anordnungen eine Einschränkung in der freien Verfügungsmacht über ihre Grundstücke. Sie können sich sowohl gegen die Einbeziehung in das Schutzgebiet als auch gegen die einzelnen Anordnungen zur Wehr setzen.<sup>11</sup> Sie können zum Beispiel vorbringen, dass einzelne Anordnungen für den Schutz der Wasserversorgungsanlage nicht notwendig sind.

Gemäß § 34 Abs 4 WRG sind diejenigen, die ihre Grundstücke nicht auf die Art oder in dem Umfang nutzen können, wie es ihnen auf Grund bestehender Rechte zusteht, dafür vom Wasserberechtigten angemessen zu entschädigen (§ 117 WRG).<sup>12</sup> Ein Entschädigungsanspruch setzt eine Einschränkung in der bisherigen Nutzung des Grundes durch die Anordnungen und die Rechtmäßigkeit dieser Nutzung voraus.<sup>13</sup> Gegen eine bescheidmäßig festgelegte Entschä-

digung ist eine Beschwerde an das Verwaltungsgericht<sup>14</sup> nicht zulässig. Es kann nur ein Antrag beim örtlich zuständigen Landesgericht gestellt werden, das dann über die Entschädigung entscheidet.

## Der Vertragswasserschutz

### Allgemeines

Nach herrschender Auffassung<sup>15</sup> besteht die Möglichkeit, Wasserversorgungsanlagen auch durch privatrechtliche Vereinbarungen zu schützen (sogenannter Vertragswasserschutz). Die Behörde hat nämlich nur insoweit bescheidmäßig einzuschreiten, als dies „zum Schutze von Wasserversorgungsanlagen“ erforderlich ist. Wenn die Sicherstellung der Wasserversorgung auf andere Weise gewährleistet ist, nämlich durch privatrechtliche Vereinbarungen, bedarf es keiner behördlichen Anordnungen. In der Regierungsvorlage zur Novelle BGBl I 82/2003<sup>16</sup>, mit dem allerdings nur die Überschrift zu § 34 WRG geändert wurde, wird zum Vertragswasserschutz ausgeführt:

*„Sollte der notwendige Schutz – zB. künftig auch in Form von ergänzenden Maßnahmen – allerdings ohnehin bereits auf andere Weise (etwa durch vertragliche Regelung zwischen dem Wasserberechtigten und den Betroffenen über entsprechende Bewirtschaftungsformen) sichergestellt werden, steht das WRG 1959 einer derartigen Lösung nicht entgegen, da in diesem Fall davon ausgegangen werden kann, dass kein unmittelbarer behördlicher Handlungsbedarf zur amtswegigen Anordnung von Maßnahmen gemäß § 34 WRG 1959 besteht. Auch im Fall einer vertraglichen Vorgehensweise ist die frühzeitige Kooperation mit der Wasserrechtsbehörde erforderlich, damit Art und Umfang der zum Schutz der Wasserversorgung erforderlichen Maßnahmen hinreichend abgeklärt werden kann.“*

Während die technische Ausgestaltung des Wasserschutzes ausreichend diskutiert wird, hat sich die Literatur noch nicht näher mit der rechtlichen Ausgestaltung des Vertragswasserschutzes und deren Problemen beschäftigt. Es handelt sich um rechtliches „Neuland“. Bei der Ausgestaltung der Vereinbarungen über den Vertragswasserschutz bedarf es aber besonderer Vorsicht. Im Rahmen des Vertragswasserschutzes müssen sämtliche Wirkungen, die sonst der Bescheid entfaltet bzw im Gesetz geregelt sind, bedacht werden. Es bedarf zB einer Bestimmung über den Rechtsübergang, der aufgrund der dinglichen Wirkung des Bescheides sonst automatisch erfolgt. Ebenso ist konkret zu vereinbaren, wann die Vereinbarung in Kraft treten soll; Bescheide entfalten ihre Wirkungen mit Eintritt der Rechtskraft. Nachfolgend wird aufgrund der – im Zusammenhang mit dem vertraglichen Schutz der Brunnen des Wasserverbandes Umland Graz gewonnenen – Erfahrungen der notwendige und sinnvolle Inhalt von derartigen Vereinbarungen dargelegt.

<sup>6</sup> Bzw das Vorhandensein einer bewilligungsfreien Wasserversorgungsanlage.

<sup>7</sup> Siehe zB VwGH 28.04.2005, 2004/07/0197.

<sup>8</sup> VwGH 22.04.2010, 2008/07/0099.

<sup>9</sup> VwGH 21.06.2007, 2005/07/0086.

<sup>10</sup> Siehe VwGH 28.05.1991, 90/07/0123.

<sup>11</sup> VwGH 22.04.2010, 2008/07/0099.

<sup>12</sup> Siehe auch VwGH 27.06.2013, 2010/07/0205.

<sup>13</sup> VwGH 30.11.1967, 1523/66.

<sup>14</sup> Bis 31.12.2013 Berufung an die Berufungsbehörde. Mit der am 01.01.2014 in Kraft getretenen Verwaltungsgerichtsbarkeits-Novelle 2012 geht der Rechtszug zum Verwaltungsgericht.

<sup>15</sup> Siehe zB *Oberleitner/Berger*, WRG<sup>3</sup>, § 34 Rz 18 mit Hinweis auf *Grabmayr/Rossmann*.

<sup>16</sup> RV 121 BlgNR 22. GP, 11.

### *Bisheriger Verfahrensablauf*

Beim Wasserverband Umland Graz wurden im Zuge der Erweiterung der bestehenden Wasserversorgungsanlagen um zwei Brunnen erstmalig mit allen vom Schutzgebiet betroffenen Grundstückseigentümern privatrechtliche Vereinbarungen abgeschlossen. Der Schutz der Wasserversorgungsanlagen erfolgt also durch Vertragswasserschutz. Konkret ging es aber nicht nur darum, die neuen Brunnenanlagen zu schützen, sondern auch die schon bestehenden. Für diese gab es bereits Schutzgebietsbescheide. Der Wasserverband Umland Graz hatte im Jahr 2005 die Lockerung der in diesen Bescheiden getroffenen Anordnungen beantragt. Die im Bescheid enthaltenen strengen Anordnungen waren nicht mehr erforderlich, sie führten aber natürlich zu hohen Entschädigungszahlungen. Die Grundstückseigentümer sprachen sich im Verfahren gegen die Lockerung aus. Nach achtjähriger Verfahrensdauer konnte der „Streit“ beigelegt werden.

Hinzuweisen ist darauf, dass bei Redaktionsschluss zu diesem Artikel zwar die Vereinbarungen mit den betroffenen Grundstückseigentümern alle unterfertigt waren. Allerdings lag die wasserrechtliche Bewilligung für die zwei neuen Brunnen noch nicht rechtskräftig vor; die Schutzgebietsbescheide für die bestehenden Brunnen wurden ebenfalls noch nicht rechtskräftig abgeändert.

### *Zur Festlegung des Schutzgebietes*

Grundsätzlich wird die erforderliche Ausdehnung eines Schutzgebietes um eine Wasserversorgungsanlage durch Amtssachverständige erhoben und im Bescheid festgelegt bzw. genau bezeichnet. Nun stellt sich die Frage, ob es möglich ist, die Lage des Schutzgebietes auch zu vereinbaren. Diese Frage ist grundsätzlich mit Ja zu beantworten. Denn sobald vertraglich mit allen Eigentümern der Grundstücke, die in einer sachverständig geprüften Schutzzone liegen, eine Vereinbarung über die erforderlichen Beschränkungen abgeschlossen wurde, sind behördliche Anordnungen entbehrlich. Es empfiehlt sich jedoch, die durch einen privaten Sachverständigen vorgeschlagene Ausdehnung des Schutzgebietes (und in der Folge auch die vereinbarten Bewirtschaftungseinschränkungen) mit der Behörde bzw. ihren Amtssachverständigen zu akkordieren, sodass weitere behördliche Festlegungen nicht erforderlich sind.

Rechtlich fraglich ist, ob das Schutzgebiet mittels Bescheid festgelegt, die konkreten Beschränkungen jedoch vereinbart werden können. Eine bescheidmäßige Festlegung des Schutzgebietes kann insbesondere dann geboten sein, wenn mit einzelnen vom Schutzgebiet betroffenen Grundstückseigentümern keine Einigung gefunden werden kann. In diesem Fall empfiehlt es sich, das Schutzgebiet mittels Bescheid für alle festzulegen, Anordnungen wären nur jenen Grundstückseigentümern gegenüber bescheidmäßig vorzuschreiben, mit denen keine Vereinbarung abgeschlossen wurde (dies gilt natürlich nur insoweit der vertragliche Schutz für die Gewährleistung einer einwandfreien Wasserversorgung ausreicht). Die Zulässigkeit dieser Vorgehensweise erscheint möglich, da sich jeder Grundstückseigentümer gegen die Einbeziehung wehren kann.

Sofern die Festlegung der Schutzzone in der Vereinbarung selbst erfolgt, ist zu beachten, dass nachträgliche Änderungen möglich bleiben. Die Ausdehnung der Schutzgebiete kann sich aufgrund neuer Erkenntnisse nachträglich ändern. Durch die Änderung können bestimmte Grundstücke aus dem Schutzgebiet herausfallen. Es muss also möglich sein, die Vereinbarung mit diesen Grundstückseigentümern aufzukündigen. Es kann auch ein Mechanismus für das automatische Außerkrafttreten der Vereinbarung vorgesehen werden, wenn das Schutzgebiet (zum Beispiel durch einen gemeinsam bestimmten Sachverständigen) abgeändert wird.

### *Anordnungen und ihre Abänderung*

Beim Vertragswasserschutz muss vorab (sachverständig) eruiert werden, welche Bewirtschaftungseinschränkungen, Bauverbote usw. für das konkrete Schutzgebiet erforderlich sind. Es empfiehlt sich, diese Beschränkungen möglichst detailliert in die Vereinbarung aufzunehmen, um spätere Auslegungsschwierigkeiten keinen Platz zu lassen. Gleichzeitig mit den vereinbarten Beschränkungen sollten entsprechende Kontrollmechanismen festgelegt werden. Ein solcher Kontrollmechanismus kann zum Beispiel in der Aufzeichnungspflicht über die verwendeten Düngermittel und die Mengen bestehen.

Im Laufe der Zeit können Änderungen der Beschränkungen erforderlich werden. Bei bescheidmäßigen Anordnungen hat die Behörde diesfalls die Anordnungen zu lockern oder zu verschärfen. Die Vereinbarung sollte ebenfalls eine Möglichkeit enthalten, die einmal vereinbarten Beschränkungen wieder abändern zu können. Einvernehmliche Änderungen sind immer zulässig, doch stellt dies zumeist wieder einen großen Aufwand dar, da alle wieder an den „Verhandlungstisch“ müssen. Es können daher in der Vereinbarung bestimmte Mechanismen für die Abänderung vorgesehen werden. Zum Beispiel können sich die Vertragsparteien darauf einigen, dass bei beabsichtigter Änderung ein gemeinsamer Sachverständiger zu bestellen ist, der feststellt, welche konkreten Beschränkungen noch oder nicht mehr erforderlich sind. An diese Feststellung sind die Vertragsparteien gebunden. Natürlich haben Änderungen der Beschränkungen auch auf die Höhe der Entschädigung Auswirkungen. Es ist daher in der Vereinbarung dafür Vorsorge zu tragen, dass die Entschädigung bei Änderung der Beschränkungen angepasst werden kann. Dies kann auch durch einen gemeinsam zu bestellenden Sachverständigen erfolgen.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass behördliche Anordnungen immer den Vereinbarungen vorgehen müssen. Die Behörde darf bei bestehendem Vertragswasserschutz nur insoweit tätig werden, als dies zum Schutze einer Wasserversorgungsanlage notwendig ist. Gelangt die Behörde (bzw. ihre Amtssachverständigen) zur Auffassung, dass die getroffenen Vereinbarungen für den Schutz der Wasserversorgungsanlage nicht ausreichen, kann sie ergänzende oder andere Anordnungen bescheidmäßig vorschreiben. Sofern solche bescheidmäßigen Anordnungen erfolgen, kann die Vereinbarung nur subsidiär gelten.

### *Dingliche Wirkung / Rechtsnachfolger*

Schutzgebietsbescheide haben dingliche Wirkung. Sie gehen automatisch auf den jeweiligen Rechtsnachfolger über. Privatrechtliche Vereinbarungen binden grundsätzlich nur die Vertragsparteien. In die Vereinbarung ist daher eine eigene Rechtsnachfolgeklausel aufzunehmen. Der jeweilige Grundstückseigentümer ist zu verpflichten, die Vereinbarung auf allfällige Rechtsnachfolger zu überbinden. Es empfiehlt sich auch die Aufnahme einer Verpflichtung zur Bekanntgabe einer eingetretenen Rechtsnachfolge. Für den jeweils Wasserberechtigten ist der Rechtsübergang insofern von Bedeutung, als die Entschädigung ab der Übertragung des Eigentums dem neuen Eigentümer gebührt.

Im Übrigen empfiehlt sich die Aufnahme einer Verpflichtung zur Überbindung der Anordnungen an allfällige Pächter oder sonstige Nutzungsberechtigte. Zwar haftet der jeweilige Eigentümer als Vertragspartner für die Einhaltung der getroffenen Anordnungen. Eine gesonderte Bestimmung verdeutlicht den Grundstückseigentümern aber diese Verpflichtung.

### *Inkrafttreten der Vereinbarungen und Dauer*

Die bescheidmäßige Festlegung eines Schutzgebietes und die Beschreibung von Anordnungen setzen das Vorliegen einer rechtskräftig bewilligten Wasserversorgungsanlage voraus. Das Schutzgebiet und die Anordnungen gelten mit Eintritt der Rechtskraft des Schutzgebietsbescheides. Beim Vertragswasserschutz bedarf es einer genauen Regelung, wann die Vereinbarung in Kraft treten soll. Zu vereinbaren ist, dass die vereinbarten Beschränkungen erst mit der rechtskräftigen wasserrechtlichen Bewilligung der Wasserversorgungsanlage Geltung erlangen. Dies kann in Form einer aufschiebenden Bedingung erfolgen.

Insbesondere bei landwirtschaftlichen Bewirtschaftungseinschränkungen spielt die zeitliche Komponente und das Inkrafttreten der Vereinbarung eine große Rolle. Es kann zu unverhältnismäßigen Einschränkungen des Grundstückseigentümers führen, wenn beispielsweise die wasserrechtliche Bewilligung kurz vor der Ernte rechtskräftig wird, damit die Bewirtschaftungseinschränkungen Geltung erlangen, das Grundstück aber mit einer nach der Vereinbarung nicht zulässigen Kultur bepflanzt ist. In diesem Fall müsste der Grundstückseigentümer die unzulässige Kultur unverzüglich (womöglich noch vor Erlangung der Reife) entfernen. Um dies zu verhindern können „Bewirtschaftungsjahre“ oder „Bewirtschaftungsperioden“ festgelegt werden, mit deren Beginn die Beschränkungen frühestens gelten (zum Beispiel kann der Zeitraum 01.03. bis 28. bzw 29.02. als Bewirtschaftungsjahr festgelegt werden, die Vereinbarung gilt dann ab der rechtskräftigen wasserrechtlichen Bewilligung, die Bewirtschaftungseinschränkungen sind jedoch frühestens ab dem nächsten Bewirtschaftungsjahr einzuhalten). Die Einhaltung ab Beginn des nächsten Bewirtschaftungsjahres ist natürlich nur insoweit möglich, als der Wasserschutz dadurch nicht gefährdet wird.

Eine Besonderheit stellen jene Fälle dar, bei denen der Vertragswasserschutz für bestehende Wasserversorgungsanlagen nachträglich eingeführt wird und es bereits rechtskräftige Schutzgebietsbescheide gibt. Hier genügt der Abschluss der Vereinbarungen nicht, da der rechtskräftige Schutzgebiets-

bescheid weiterhin gilt. Die Vereinbarung muss daher der Behörde vorgelegt werden, die dann auf Basis dieser die vorliegenden Bescheide aufheben oder abändern kann bzw muss.<sup>17</sup> Soweit ein vertraglicher Schutz besteht, bedarf es nämlich keiner gesonderten bescheidmäßigen Festlegungen mehr.

Die jeweiligen Vereinbarungen sollten auf die Dauer des rechtmäßigen Bestandes der jeweiligen Wasserversorgungsanlage abgeschlossen werden. Wie oben schon ausgeführt, sollten jedoch Änderungen möglich bleiben.

### *Entschädigung*

Nach § 34 Abs 4 WRG sind diejenigen, die aufgrund der Anordnungen ihre Grundstücke oder Anlagen oder ein Nutzungsrecht im Sinne des Grundsatzgesetzes 1951 über die Behandlung der Wald- und Weidenutzungsrechte sowie besonderer Felddienstbarkeiten nicht auf die Art oder in dem Umfang nutzen können, wie es ihnen aufgrund bestehender Rechte zustünde, angemessen zu entschädigen. Ein Entschädigungsanspruch nach § 34 Abs 4 WRG setzt eine Einschränkung in der bisherigen Nutzung des Grundes durch die behördliche Maßnahme und die Rechtmäßigkeit dieser Nutzung voraus.<sup>18</sup> Bei einer erst in Aussicht genommenen Nutzung besteht – solange nicht alle erforderlichen Bewilligungen für die beabsichtigte Nutzung vorliegen – kein Entschädigungsanspruch.<sup>19</sup>

Vor Abschluss der privatrechtlichen Vereinbarung ist daher zu prüfen, inwieweit der jeweilige Grundstückseigentümer sein Grundstück nicht mehr – wie bisher rechtlich zulässig – benützen kann. Im Ausmaß der Beschränkung ist er zu entschädigen. Eine reine Wertminderung ist jedoch nicht entschädigungsfähig.<sup>20</sup> Regelmäßig empfiehlt es sich, auch die Entschädigungsbeträge für die jeweiligen Beschränkungen von einem Sachverständigen feststellen zu lassen.

Da die Vereinbarungen über lange Zeit Geltung haben können, sollte eine Wertsicherung vereinbart werden. Gebräuchlich für die Wertsicherung ist die Heranziehung des von der Statistik Austria verlautbarten Verbraucherpreisindex (VPI). Es kann aber auch ein anderer Index vereinbart werden.

### *Schlussbemerkung und Ausblick*

Derzeit wird vom Vertragswasserschutz selten Gebrauch gemacht. Der Grund dafür dürfte darin liegen, dass die vertragliche Ausgestaltung solcher Vereinbarungen durchaus komplex sein kann. Regelmäßig wird daher eine behördliche Festlegung des Schutzgebietes und Vorschreibung von Anordnungen bevorzugt.

Die Möglichkeiten des Vertragswasserschutzes sollten aber nicht unterschätzt werden. Er bietet eine flexible Gestaltungsmöglichkeit des Wasserschutzes. Zudem können damit langwierige Verfahren vor Behörden und Gerichten vermieden werden. Häufig ist außerhalb der formellen Verfahren auch einfacher eine Einigung zu erzielen. Es empfiehlt sich daher in jedem Fall vor Erlassung eines Schutzgebietsbescheides einen Einigungsversuch mit den Grundstückseigentümern zu unternehmen.

<sup>17</sup> Vgl § 34 Abs 1 letzter Satz WRG.

<sup>18</sup> VwGH 27.10.1066, 745/66; 30.11.1967, 1523/66.

<sup>19</sup> VwGH 22.05.1984, 83/07/0345.

<sup>20</sup> VwGH 22.05.1984, 83/07/0354; 12.06.1984, 81/07/0228.

# Rechtliche Ansprüche auf Grund von Bewirtschaftungseinschränkungen in wasserrechtlich besonders geschützten Gebieten

Harald Rossmann<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Bei den Regelungen für die Rechtsansprüche der Betroffenen von Bewirtschaftungsbeschränkungen trifft das WRG eine Differenzierung zwischen Sanierungs- und Schutz/Vorsorgemaßnahmen.

Während Beschränkungen aufgrund behördlicher Sanierungsanordnungen nicht entschädigungsfähig sind, sind derartige Beschränkungen zum Schutz bestehender Wasserversorgungsanlagen, zum Schutz der allgemeinen Wasserversorgung sowie zur Sicherung der künftigen Wasserversorgung und zum Schutz von Heilquellen und Heilmooren zu entschädigen.

Voraussetzungen dafür sind, dass die Nutzungsmöglichkeit von Grundstücken durch die Schutzanordnungen beeinträchtigt wird und eine Nutzung rechtmäßig ausgeübt wird. Eine rechtmäßige Nutzung liegt entweder dann vor, wenn sie – wie etwa idR in der Landwirtschaft – bewilligungsfrei erfolgt oder die dafür erforderlichen Bewilligungen vorliegen.

## Einleitung

Mit dem durch die WRG-Novelle 1959 eingefügten dritten Abschnitt des WRG unter der Marginalrubrik „Von der nachhaltigen Bewirtschaftung, insbesondere vom Schutz und der Reinhaltung der Gewässer“ wurde ein System von Vorschriften zur Gewässerreinhaltung implementiert, das einerseits allgemeine Zielvorgaben für den Gewässerschutz festlegt, andererseits aber auch konkrete Maßnahmen und Vorsorgeinstrumentarien im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Planung regelt.

Der Bogen reicht dabei von der Normierung einer jedermann treffenden Sorgfaltspflicht zur Reinhaltung der Gewässer über schutzspezifische Bewilligungstatbestände bis hin zur Emissionsbegrenzung und Maßnahmen zur Immissionsbeschränkung.

Durch die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL) wurde das Schutzinstrumentarium noch verfeinert und vor allem durch die Festlegung des Verschlechterungsverbot und der Umweltziele für Oberflächengewässer und das Grundwasser auch auf eine immissionsseitig tragfähige Grundlage gestellt. Mit der gesetzlichen Ermächtigung zur Erlassung von Qualitätszielverordnungen wurde das Gegenstück zu den bereits bestehenden Abwasseremissionsverordnungen geschaffen, um mit diesem kombinierten Ansatz das bisher im Einzelfall bei den

festzulegenden Grenzwerten bestehende Regelungsdefizit zu schließen.

Im Zusammenhang mit meiner heutigen Themenstellung vor allem von Bedeutung sind die im § 33f WRG vorgesehenen Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität des Grundwassers, Regionalprogramme nach § 55g, die Regelungen zum Schutz von Wasserversorgungsanlagen und zur Sicherung der künftigen Wasserversorgung sowie zum Schutz von Heilquellen und Heilmooren (§§ 34, 35 und 37 leg.cit.).

## Allgemeine Zielvorgaben für die Gewässerreinhaltung (§ 30 WRG)

Nach § 30 Abs.1 leg.cit. sind alle Gewässer einschließlich des Grundwassers im Rahmen des öffentlichen Interesses und nach Maßgabe der folgenden Bestimmungen so reinzuhalten und zu schützen ..... Z.5 dass eine Verbesserung der aquatischen Umwelt, u.a. durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von gefährlichen Schadstoffen gewährleistet wird.

Insbesondere ist Grundwasser sowie Quellwasser so reinzuhalten, dass es als Trinkwasser verwendet werden kann. Grundwasser ist weiters so zu schützen, dass eine schrittweise Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung der weiteren Verschmutzung sichergestellt wird.

## Programm zur Verbesserung der Qualität von Grundwasser (§ 33f)

Das WRG sieht für die Grundwassersanierung ein mehrstufiges Modell vor, das sich vor allem an der Freiwilligkeit der zu treffenden Maßnahmen orientiert.

Nach Festlegung eines allgemeinen Rahmens für die freiwilligen Maßnahmen durch Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft hat in einem nächsten Schritt der Landeshauptmann jene Gebiete zu erheben und abzugrenzen, in denen die in der Qualitätszielverordnung Chemie-Grundwasser (BGBl II 2010/98) festgelegten Schwellenwerte nicht nur vorübergehend überschritten werden und diese als Beobachtungs- und voraussichtliche Maßnahmenggebiete evident zu halten. In weiterer Folge ist – ebenfalls durch Verordnung – anzuordnen, dass jedermann, durch dessen Handlungen oder Unterlassungen die festgestellten Schadstoffe in das Grundwasser gelangen können, verpflichtet ist, in zumutbarem und

<sup>1</sup> NÖ Umweltanwaltschaft, Wiener Straße 54, A-3109 ST. PÖLTEN

\* Ansprechpartner: Univ.-Prof. Dr. Harald Rossmann, wolfgang.doetzel@noel.gv.at

erforderlichem Umfang seine Anlagen zu überprüfen sowie Aufzeichnungen über den Anfall und die Verwendung von Stoffen, in denen diese enthalten sind, zu führen, wenn die Ursache der Schwellenwertüberschreitung anders nicht oder nur mit unzumutbarem Aufwand feststellbar ist.

Für voraussichtliche Maßnahmenggebiete hat der Landeshauptmann mit Verordnung jene konkreten Maßnahmen bekanntzugeben, die zur Sanierung des Grundwassers erforderlich sein werden. Innerhalb einer Frist von 3 Jahren ab Kundmachung dieser Verordnung können von Betroffenen dem Landeshauptmann jene Grundstücke gemeldet werden, auf denen entweder vom Landeshauptmann vorgeschlagene freiwillige Maßnahmen vorgenommen werden oder dass von den Grundstücken oder Anlagen keine grundwasserrelevanten Auswirkungen ausgehen. Diese Grundstücke und Anlagen sind – nach entsprechender Überprüfung – von einer folgenden Maßnahmenverordnung auszunehmen.

Mit der nachfolgenden Maßnahmenverordnung werden sodann jene Nutzungsbeschränkungen oder Reinhaltemaßnahmen für die verbliebenen Gebiete verfügt und so lange aufrecht erhalten, bis der maßgebliche Schwellenwert ein Jahr lang unterschritten wird.

Die nach einer Verordnung gemäß § 33f WRG verfügten Wirtschaftsbeschränkungen sind als Sanierungsmaßnahmen, anders als die noch darzustellenden Eingriffe nach den §§ 34ff leg.cit. nicht entschädigungsfähig (so schon Rossmann, Wasserrecht, Wine 1993, S. 148f). Sie beziehen sich auf ein bereits verunreinigtes Grundwasser, während die o.a. Vorsorge- und Schutzmaßnahmen den Eintritt einer Grundwasserverunreinigung verhindern sollen.

### Wasserwirtschaftliche Regionalprogramme (§ 55g)

Zur Erreichung und Erhaltung der in den §§ 30a ff definierten Umweltziele hat der Landeshauptmann nach Maßgabe des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes in Umsetzung von konkreten Vorgaben (Maßnahmenverordnung des BMfLuF, UnWW) Regionalprogramme durch Verordnung für bestimmte Oberflächen- oder Grundwasserkörper oder Teile derselben, Einzugs-, Quell- oder Überflutungsgebiete unbeschadet bestehender Rechte wasserwirtschaftliche Regionalprogramme erlassen. Inhaltlich orientiert sind diese Regionalprogramme an den mit 22. 12. 2012 außer Kraft getretenen wasserwirtschaftlichen Rahmenverfügungen. Zusätzlich sieht § 55g Abs.1 Z.4 auch vor, Programme gemäß § 33f Abs.4 bis 6 leg.cit. zu erlassen, die wie in Pkt. 3 bereits ausgeführt, keine Entschädigungspflicht für Wirtschaftsbeschränkungen vorsehen. Im Hinblick darauf, dass das wasserwirtschaftliche Planungsinstrument der Regionalprogramme darüberhinaus von keinem Eingriff in bestehende Rechte ausgeht, stellt sich dabei auch die Frage einer allfälligen Entschädigungspflicht nicht.

## Schutz von Wasserversorgungsanlagen (Wasserschutzgebiete) nach § 34 WRG

### Schongebiete

Nach § 34 Abs.1 leg.cit. kann die bewilligungszuständige Wasserrechtsbehörde zum Schutz von Wasserversorgungs-

anlagen gegen Verunreinigung oder gegen eine Beeinträchtigung ihrer Ergiebigkeit, bei nicht bewilligungspflichtigen Wasserversorgungsanlagen die Bezirksverwaltungsbehörde durch Bescheid besondere Anordnungen über die Bewirtschaftung oder sonstige Benutzung von Grundstücken und Gewässern treffen, die Errichtung bestimmter Anlagen untersagen und entsprechende Schutzgebiete bestimmen. Darüber hinaus kann – nach Anhörung der gesetzlichen Interessenvertretungen – auch der Betrieb bestehender Anlagen und Unternehmungen im notwendigen Ausmaß eingeschränkt werden. .... Die Änderung solcher Anordnungen ist zulässig, wenn der Schutz der Wasserversorgung dies gestattet oder erfordert.

### Schongebiete

Zum Schutz der allgemeinen Wasserversorgung kann der Landeshauptmann ferner mit Verordnung bestimmen, dass in einem näher zu bezeichnenden Teil des Einzugsgebietes (Schongebiet) Maßnahmen, die die Beschaffenheit, Ergiebigkeit oder Spiegellage des Wasservorkommens zu gefährden vermögen, vor ihrer Durchführung der Wasserrechtsbehörde aufzuzeigen sind oder einer wasserrechtlichen Bewilligung bedürfen oder nicht oder nur in bestimmter Weise zulässig sind. Zugleich kann die wasserrechtliche Bewilligung für solche Maßnahmen an die Wahrung bestimmter Gesichtspunkte gebunden werden.

Derartige Maßnahmen sind verhältnismäßig und bei der Verhängung von Betretungsverboten nach Durchführung einer Interessenabwägung zu treffen.

**Schutzgebietsbescheide** sind wasserpolizeiliche Anordnungen, die auch für bewilligungsfreie WV von Amts wegen getroffen werden können (so auch VwGH 15.12.1972 Slg. 8334A und die Folgejudikatur sowie zum Amtswegigkeitsprinzip VwGH 5.4.1979, Zl. 3102/78 und vom 12.12.1996, Zl. 96/07/0036). Derartige Bescheide haben dingliche Wirkung (so für viele **Oberleitner**, WRG, Wien 2011, S. 339 und VwGH 30.5.1969, Slg. 7581A).

Bei Anordnungen gemäß § 34 Abs.1 WRG und deren Auswirkungen auf das Grundeigentum handelt es sich nicht um eine Enteignung, sondern um eine aus Gründen des öffentlichen Wohls zulässige Eigentumsbeschränkung, die dem Eigentumsbegriff immanent ist (so auch VwGH 27.9.2000, Zl. 2000/07/0228). Aus diesem Grund sind auch hierauf die Enteignungsbestimmungen des 8. Abschnittes des WRG mangels Zwangsrechtscharakters nicht anzuwenden (VwGH 19.10.1982, Zl. 82/07/0135). Die getroffenen Schutzanordnungen dürfen allerdings nach dem vom VwGH in ständiger Rechtsprechung vertretenen Grundsatz der Eingriffsminimierung nur im unbedingt erforderlichen Ausmaß getroffen werden.

In Durchbrechung der materiellen Rechtskraft sieht daher das WRG auch die Verpflichtung der Behörde vor, die Schutzanordnungen bezüglich des Schutzzweckes zu überprüfen und ggf. anzupassen (so auch VwGH 23.9.2004, Zl. 2003/07/0098).

**Schongebietsverordnungen** ermöglichen zusätzlich zu Nutzungsbeschränkungen im allgemeinen Interesse an einer (flächenhaften) Wasserversorgung auch Anzeige- und

Bewilligungspflichten sowie die Festlegung besonderer Schutzziele.

### Entschädigungsregelung für Beschränkungen in Schutz- und Schongebieten

Gemäß § 34 Abs.4 leg.cit. ist derjenige, der nach den o.a. Schutzbestimmungen seine Grundstücke und Anlagen oder Einforstungsrechte nicht auf die Art oder in dem Umfang nutzen kann, wie es ihm aufgrund bestehender Rechte zusteht, dafür vom Wasserberechtigten angemessen zu entschädigen.

Zu entschädigen ist jede mögliche Nutzung, wenn sie rechtlich zulässig wäre oder nach den in Betracht kommenden Materiengesetzen bewilligt ist.

Bei landwirtschaftlich genutzten Grundstücken kommt es daher nach Wegfall der Wortfolge „wie bisher“ durch die WRG-Novelle 1990 nicht auf die zum Zeitpunkt der Schutzanordnung aktuelle Kultur an, sondern es ist jede mögliche Nutzungsform (z.B. auch Erdbeerkultur, wenn sie aufgrund der klimatischen und bodenbedingten Verhältnisse möglich wäre) bei der Entschädigungsbemessung zu berücksichtigen (so auch OGH 16.2.1994, 10b1/94).

Nicht entschädigungsfähig ist jedenfalls die bloße Minderung des Verkehrswertes (so auch **Oberleitner**, a.a.O.S. 341).

Durch die Neufassung des § 34 Abs.4 WRG durch die WRG-Novelle 1990 mit dem o.a. Entfall der Wortfolge „wie bisher“ ist aber auch die Judikatur, die an der bisherigen Nutzung für das Vorliegen eines Entschädigungsanspruches anknüpfte, wenn über die bisher bewilligte Nutzung hinaus eine vorhersehbare Weiterentwicklung dieser Nutzung auf noch nicht von einer Bewilligung gedeckte angrenzende Grundstücke (z.B. nach dem vorhersehbaren Abbau von Schottervorkommen) stattfinden sollte, obsolet geworden. Das bedeutet etwa, dass nach der derzeitigen Rechtslage ein Entschädigungsanspruch des Grundeigentümers in diesen Fällen nur dann besteht, wenn zum Zeitpunkt der Rechtskraft der Schutzanordnungen die für die Weiterführung des Abbaues auf den künftigen Abbaufeldern erforderliche Bewilligung bereits vorliegt.

Anspruchsberechtigter auf Zuerkennung einer Entschädigung nach § 34 Abs.4 WRG ist lediglich der Grundeigentümer. Daher gehören Servitutberechtignte, Bestandnehmer und sonstige, an einer Liegenschaft dinglich oder obligatorisch Berechtigte nicht zum Parteienkreis im Entschädigungsverfahren, sondern werden vom Grundeigentümer mediatisiert (so auch VwGH 21.1.1992, Zl. 88/07/0083).

Diese Ausführungen gelten grundsätzlich auch für Wirtschaftsbeschränkungen gemäß §§ 35 und 37 WRG. Zur Sicherung der künftigen Wasserversorgung sowie zum Schutz von Heilquellen und Heilmooren.

# Aktueller Stand der Gewässerschutzmaßnahmen im ÖPUL 2014

Thomas Rech<sup>1\*</sup>

## Das neue „Programm für die Entwicklung des ländlichen Raums“:

Grundsätzlich ist die Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit Nähr- und Schadstoffen in Österreich als gering einzuschätzen. In einigen Gebieten stellen die Reduktion von Stickstoff-, Phosphor- und Pflanzenschutzmittelkonzentrationen, sowie der Schutz des Trinkwassers vor Naturgefahren jedoch eine zentrale Herausforderung dar.

Der Schutz der Gewässer beruht auf zwei Säulen:

- Gesetzliche Bestimmungen: Wasserrechtsgesetz (insbesondere Schongebietsverordnungen, Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser), Pflanzenschutzmittelgesetz usw.
- Freiwillige Maßnahmen insbesondere gefördert im Rahmen des **Programms für die Entwicklung des ländlichen Raums**: z.B. ÖPUL, Investitionsförderung für Spritzgeräte, Bildung und Beratung.

Das Programm für die Entwicklung des ländlichen Raums verfolgt im Rahmen des **Agrarumweltprogramms ÖPUL** einerseits einen flächendeckenden Ansatz zum Schutz von noch nicht belasteten Gewässern und sieht andererseits gezielte, regionale Maßnahmen in Gebieten mit erhöhten Nähr- und Schadstoffkonzentrationen bzw. der Gefahr anderer stofflicher Einträge vor. Da in erster Linie Grund- und Oberflächengewässer in Ackerbauregionen stofflich belastet sind, können neben der Dauergrünlanderhaltung vorbeugende, standortangepasste Bewirtschaftungsformen auf Ackerflächen einen Beitrag zur Verbesserung leisten. Zu den zentralen Instrumenten die stofflichen Belastungen (insbesondere die Nährstoffe N+P) von Gewässern zu minimieren, zählen auf landwirtschaftlichen Flächen eine bedarfsorientierte Düngung, eine adäquate Kulturführung inklusive eines effizienten Erosionsschutzmanagements. Auch die Einrichtung von Pufferzonen (Saum-, Uferrandstreifen) rund um Oberflächengewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten dienen als Barriere gegen Stoffeintrag.

Weiters leistet die **Bezuschussung von Investitionen** einen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität (z. B. Güllelagerraum) oder der Wiederherstellung bzw. dem Ausbau der Schutzinfrastruktur (Rückhaltebecken, Wildbach).

Inhalt des neuen Programms sind weiters der Ausbau und die Weiterentwicklung einschlägiger **Bildungs- und Beratungsangebote**, sowie die Vertiefung der Zusammenarbeit zwischen VertreterInnen von Land-, Wasser- und Forstwirtschaft sowie von anderen betroffenen AkteurInnen.

### Das ÖPUL 2015-2020:

Aufgrund der langen Verhandlungen der gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP 2014-2020), wird das neue ÖPUL erst ab dem Jahr 2015 in Kraft treten.

Das ÖPUL enthält Maßnahmen mit Gewässerschutzwirkung, die in *jedem Bundesland angeboten* werden, wie zB.

- **„Biologische Wirtschaftsweise“**, Förderungsvoraussetzungen bleiben weitgehend gegenüber ÖPUL 2007 unverändert.
- **„Begrünung von Ackerflächen“**:
- 2 Varianten: Anbau von Zwischenfrüchten oder System Immergrün (durchgehende Begrünung von allen Ackerflächen mit Zwischenfrüchten und Hauptfrüchten)
- **„Verzicht auf ertragssteigernde Betriebsmittel“**:
  - Verzicht auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf allen Ackerfutter- und Grünlandflächen des Betriebes. Zulässig sind Pflanzenschutzmittel, die gemäß EU-BIO-Verordnung zugelassen sind, sowie die Beizung von Saatgut und die Einzelpflanzenbehandlung;
  - Verzicht auf die Ausbringung stickstoffhaltiger Düngemittel auf der gesamten LN des Betriebes. Zulässig sind jene Düngemittel, die gemäß EU-Bio-Verordnung zugelassen sind.

und Maßnahmen, die *nur bestimmten Regionen angeboten* werden können:

Vorbeugender Grundwasserschutz auf Acker

- N-Düngerreduktion und Bildung (Kursbesuch 12 Std.)
- Düngeaufzeichnung und Düngplanung, Bodenproben
- Verkürzung Ausbringungszeiträume leichtlös. Dünger
- Mögliche gebietsspezifische Erweiterungen (Topup)
  - Pflanzenschutz-Reduktion

Bewirtschaftung von auswaschungsgefährdeten Ackerflächen

- Stilllegung von besonders auswaschungsgefährdeten Flächen (BKZ < 40), d. h. Anlage einer dauerhaften Begrünung, die nicht gedüngt oder mit Pflanzenschutzmittel behandelt aber sehr wohl genutzt werden darf.

<sup>1</sup> Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung II 7+8, Biologische Landwirtschaft, AZ und Agrarumwelt/ÖPUL, Stubenring 1, A-1012 WIEN

\* Ansprechpartner: MR DI Thomas Rech, thomas.rech@lebensministerium.at

---

Vorbeugender Oberflächen-  
gewässerschutz auf Acker  
(nur Flächen in Gewässernähe)

- Anlage von Gewässerrandstreifen bzw. Gewässerschutzflächen auf an gefährdete Gewässer angrenzenden (50m) Schlägen
  - Eventuell Einschränkung der Gebietskulisse auf besonders erosionsgefährdete Feldstücke
- 

Die Prämienhöhen werden derzeit berechnet.  
Der Entwurf für das neue ÖPUL soll im Frühjahr 2014 bei der

Europäischen Kommission eingereicht werden. Die Verhandlungen werden sich voraussichtlich bis Ende 2014 erstrecken.

# Grundwasserqualität in Österreich

Paul Schenker<sup>1\*</sup>

## Einleitung

Seit 1991 wird die Qualität der österreichischen Grundwässer unter einheitlichen, gesetzlich vorgegebenen Kriterien überwacht. Die rechtliche Grundlage für das Überwachungsprogramm selbst (Messstellen, Beobachtungsumfang, Beobachtungsfrequenz und Parameterauswahl) stellt in Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG bzw. des nationalen Wasserrechtsgesetzes 1959 i.d.g.F. die Gewässerzustandüberwachungsverordnung (GZÜV) 2006 i.d.g.F. dar. Die einzelnen Kriterien für die Zustandsbeurteilung der ausgewiesenen Grundwasserkörper werden durch die Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW; BGBl. II Nr. 98/2010 i.d.g.F.) geregelt. Die fachliche und administrative Umsetzung des Untersuchungsauftrages erfolgt durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) in enger Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt und den Ämtern der Landesregierungen.

## Messnetz und Parameterumfang

Die Fläche Österreichs wird durch die Ausweisung von 136 Grundwasserkörpern bzw. Gruppen von Grundwasserkörpern lückenlos erfasst. Vertikal wird zwischen oberflächennahen Grundwasserkörpern und Tiefgrundwasserkörpern unterschieden.

Insgesamt wurde die Auswahl der Messstellen derart getroffen, dass damit im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie eine umfassende Übersicht über den chemischen Zustand des Grundwassers in jedem Einzugsgebiet gewährleistet wird und gleichermaßen auch der Trend von allfälligen langfristigen Schadstoffeinträgen bestmöglich erfasst werden kann. Darüber hinaus wird das Wissen um die Qualität unserer heimischen Grundwässer durch spezifische örtliche Ländermessstellen oder durch die verpflichtende Überwachung von Wasserversorgungsanlagen nach der Trinkwasserverordnung sowie Beweissicherungs sonden bei bekannten Altlasten und im Bereich von speziellen Industrieanlagen / Kraftwerken zusätzlich ergänzt.

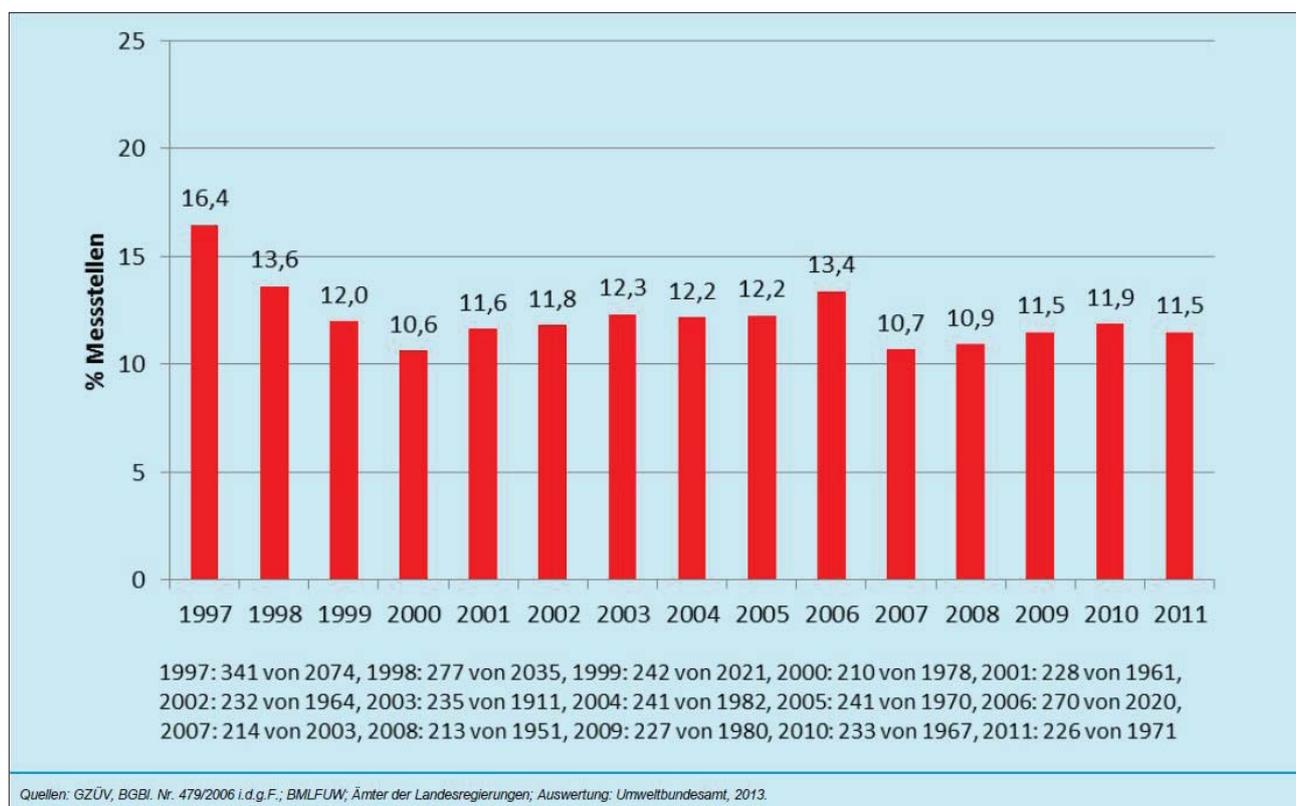


Abbildung 1: Österreich - Nitrat.

<sup>1</sup> Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. VII/1, Marxergasse 2, A-1030 WIEN

\* Ansprechpartner: DI Paul Schenker, paul.schenker@lebensministerium.at

Das Grundwassermessnetz umfasst lt. GZÜV grundsätzlich 2.016 Messstellen, es kommt jedoch immer wieder zu unvorhergesehenen Messstellenausfällen (z. B. Sondenbrechen) bzw. ist eine Probenahme naturbedingt nicht möglich (z. B. Hochwasser, Schnee u.s.w.) So wurden im Beurteilungszeitraum 2010–2012 insgesamt 1.976 Messstellen mehrfach (3- bis 12-mal) beprobt.

Der Parameterumfang umfasst 2 große Parameterblöcke, welche wiederum in Untergruppen untergliedert sind. In Parameterblock 1 werden „Vor-Ort“-Parameter wie z. B. Trübung, Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt und chemisch-analytische Parameter wie z. B. Nitrat, Magnesium, Orthophosphat gemessen. Parameterblock 2 umfasst Metalle, leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und eine Vielzahl an Pestiziden. Insgesamt werden rund 140 Parameter überwacht.

## Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen, dass die in der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser vorgegebenen Schwellenwerte von den meisten der ca. 140 chemischen Untersuchungsparameter im regulären Untersuchungsprogramm deutlich unterschritten werden.

Als grundwasserbelastender Schadstoff ist in erster Linie Nitrat zu nennen. Die Entwicklung der Schwellenwertüberschreitungen von 1997 bis 2012 in Österreichs Grundwässern zeigt seit 1997 Schwankungen von wenigen Prozent- bzw. Zehntelprozentpunkten. Wie in *Abbildung 1* ersichtlich, lag der höchste Anteil von Messstellen, deren jährlicher Mittelwert den Schwellenwert von 45 mg/l

überschreitet, bei 16,4 %, der niedrigste Anteil in dieser Zeitspanne bei 10,6 %. Der für das Jahr 2011 ermittelte Anteil von 11,5 % liegt im Rahmen der Schwankungsbreite vergangener Jahre.

Die Ausweisung von Beobachtungs- und voraussichtlichen Maßnahmengebieten gemäß § 10 Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser im Beurteilungszeitraum 2010–2012 ergab insgesamt sechs voraussichtliche Maßnahmengebiete (vM) und sechs Beobachtungsgebiete (B) für die Stickstoffverbindung Nitrat. Ein Grundwasserkörper wird als Beobachtungsgebiet ausgewiesen, wenn  $\geq 30\%$  der Messstellen als gefährdet eingestuft werden, bei  $\geq 50\%$  gefährdeten Messstellen liegt ein voraussichtliches Maßnahmengebiet vor. Zudem ist ein Grundwasserkörper als voraussichtliches Maßnahmengebiet einzustufen, wenn ein signifikanter und anhaltend steigender Trend bei den Messergebnissen festgestellt wird.

Seit Aufhebung der Zulassung des Totalherbizids Atrazin vor 18 Jahren sind für Atrazin sowie dessen Abbauprodukt Desethylatrazin kontinuierlich deutlich rückläufige Konzentrationen im Grundwasser feststellbar. Für beide Substanzen sind österreichweit lediglich vereinzelt Schwellenwertüberschreitungen zu konstatieren. Im Jahr 2011 überschritten die Konzentrationen von Atrazin und Desethylatrazin an 1 % bzw. 2,1 % der Messstellen den Schwellenwert von 0,1 µg/l (siehe *Abbildungen 2* und *3*).

Schwellenwertüberschreitungen weiterer Parameter (z.B. Pestizide) treten i. d. R. nur vereinzelt bzw. regional auf. Detailliertere Informationen können dem aktuellen Jahresbericht „Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2012“,

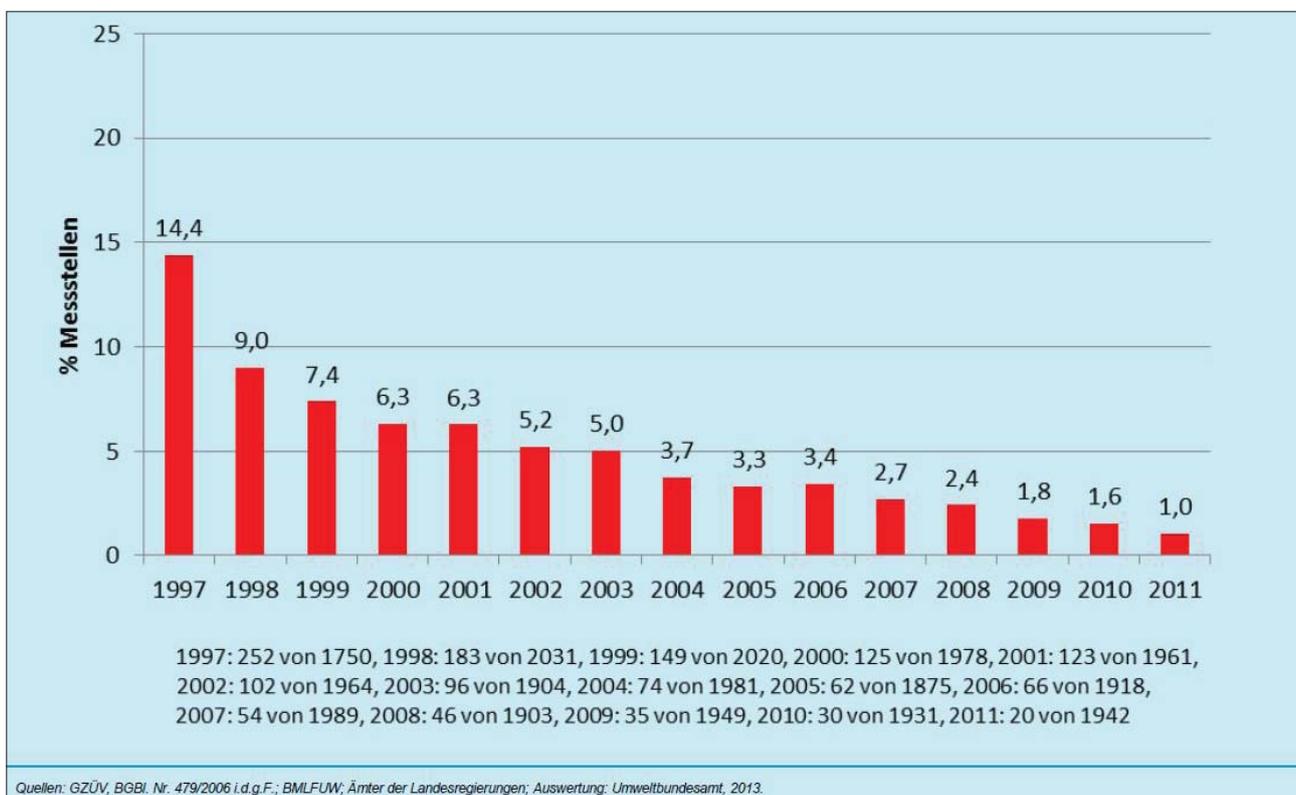


Abbildung 2: Österreich - Atrazin.

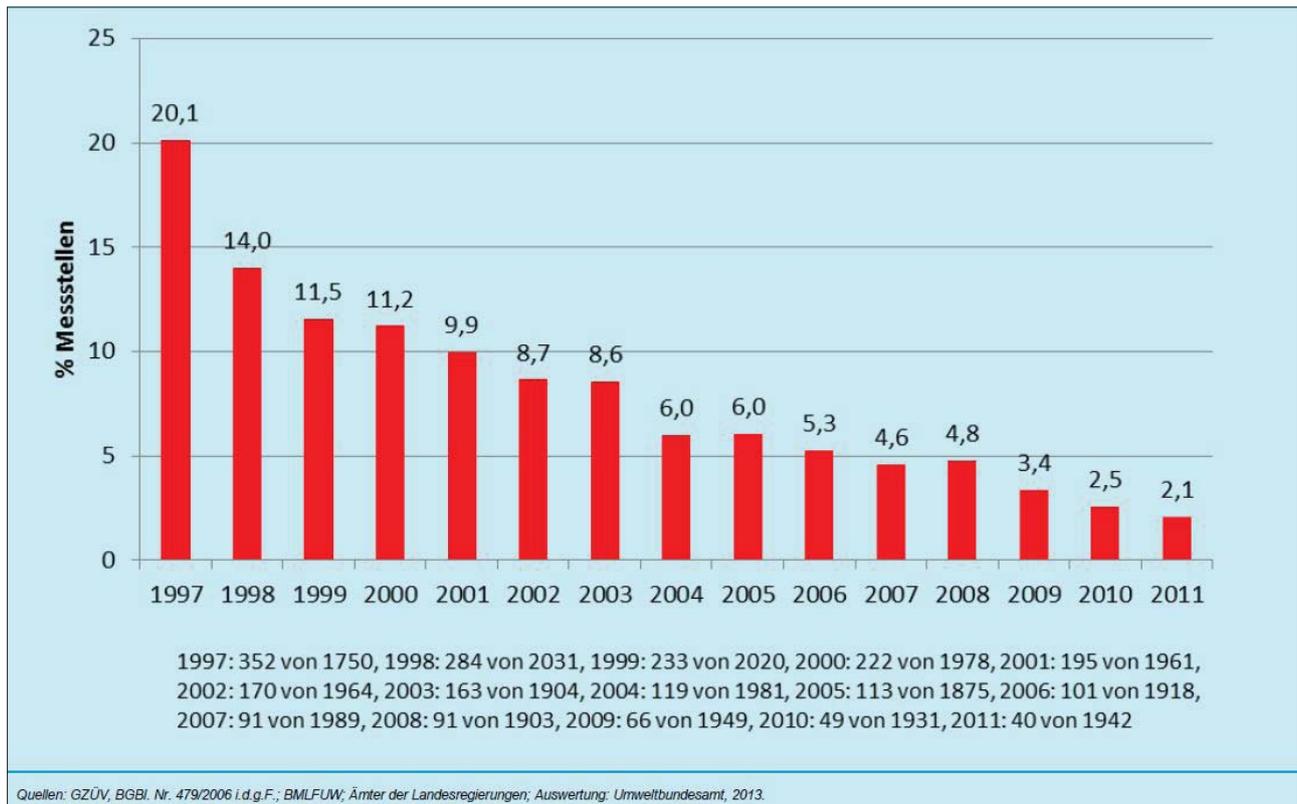


Abbildung 3: Österreich - Desethylatrazin.

herausgegeben vom BMLFUW und dem Umweltbundesamt (UBA), entnommen werden.

Dieser steht auf der Homepage des Lebensministeriums und des Umweltbundesamtes zum Download bereit:

Lebensministerium: <http://publikationen.lebensministerium.at/>

Lebensministerium: Wasser, Wasserqualität: <http://www.lebensministerium.at/wasser/wasserqualitaet.html>

Hier wird auch ein Gesamtüberblick über die Wasserwirtschaft in Österreich gegeben.

Umweltbundesamt: [http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/wasser/wasser\\_daten/wgev/](http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/wasser/wasser_daten/wgev/)

Zusätzlich sind sämtliche Qualitätsdaten der Überwachungsnetze über das Wasserinformationssystem Austria (WISA) im Internet über die H<sub>2</sub>O-Fachdatenbank öffentlich abrufbar: <http://wisa.lebensministerium.at/>

## Literatur

BMLFUW, 2013: Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2012. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Umweltbundesamt. Wien.

BMLFUW, 2014: EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG – Österreichischer Bericht der IST-Bestandsanalyse. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.

# Nitrat im Grundwasser

## Problematik - Lösungsansätze - Erfolge - Herausforderungen

Franz Feichtinger<sup>1\*</sup>

### Zusammenfassung

Speziell in Ostösterreich, in der Südost-Steiermark und im Zentralraum Oberösterreichs ist Nitrat im Grundwasser weiterhin ein Umweltproblem. Es gilt diffuse Stickstoffeinträge aus der Fläche, die primär aus der Landwirtschaft stammen, zu reduzieren. Diesbezügliche Beispiele regionaler Sanierungserfolge gibt es. Das Erreichen einer flächendeckenden Umsetzung geeigneter Sanierungsmaßnahmen bleibt die Herausforderung.

*Schlagwörter:* Nitrat, Grundwasser, Sanierung, Nachhaltigkeit

### Summary

Especially in Eastern Austria, in the South-Eastern part of Styria and in the central region of Upper Austria nitrate in groundwater continues to be an environmental problem. Diffuse nitrogen inputs to the groundwater, which originate primarily from agricultural activities, have to be reduced. Examples of successful remediation measures exist. The challenge of achieving a comprehensive implementation of appropriate remedial measures remains.

*Keywords:* nitrate, groundwater, remediation, sustainability

### Einleitung

Nitrat im Grundwasser ist ein Thema, das bereits über Jahrzehnte hinweg aktuell ist (TOLLMANN 1991). Messwerte aus der Südoststeiermark (KRAINER 2012) machen deutlich, dass dort die Belastungssituation vor einigen Jahrzehnten höher war als heute und diese Region neben anderen „hot spots“ weiterhin zu den Problembereichen Österreichs bezüglich Nitrat im Grundwasser zählt. Eine diesbezügliche Übersicht mit Ausweisung von Beobachtungs- und voraussichtlichen Maßnahmengebieten (= Sanierungsgebiete) liegt für Österreich aktuell vor (BMLFUW 2013). Dieses über lange Zeit existierende Problem und dessen Behandlungsresistenz ist von einer Vielzahl an naturwissenschaftlicher Forschung begleitet, die sich einerseits sehr akribisch und detailliert mit Prozessen und Prozessverständnis beschäftigt hat (DURNER 2012, FANK 2004, FEICHTINGER 2008), andererseits mit ökonomischen Analysen (HOFREITHER 1996) und empirisch-statistischen Ansätzen (WAGNER 1995) den Zusammenhang zwischen Agrarproduktion und Nitratbelastung des Grundwassers untersuchte. Diese Arbeiten auf nationaler und internationaler Ebene haben sehr viele Erkenntnisse erbracht und obwohl manche Fachfragen (z.B.: Umsetzungsdynamik im Übergang ins Grundwasser = Kapillarsaum, Einlagerung ins Grundwasser, ...) noch zu klären sind, mangelt es primär nicht am Wissen, um eine Linderung bzw. Lösung der Nitratproblematik zu erzielen, sondern teilweise daran das bestehende Wissen verständlich an die Akteure zu bringen, und teilweise an der Bereitschaft von Akteuren das Wissen in entsprechendes Handeln zu transferieren.

### Material, Methoden, Ergebnisse, Schlussfolgerungen

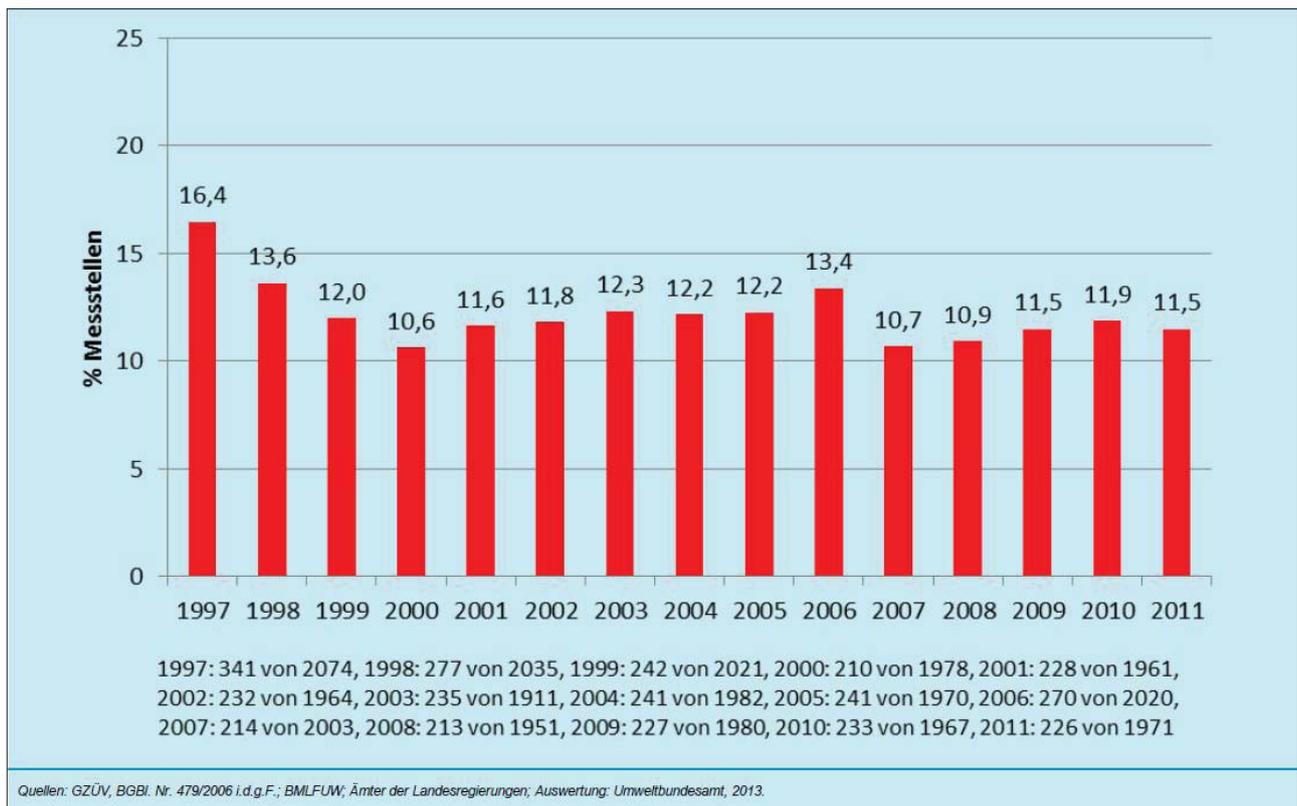
Im gegenständlichen Beitrag wird publiziertes Know-how und Eigenerfahrung aus langjähriger Beschäftigung mit der Thematik zusammengefasst. Dabei wird versucht, jedes der titulierten Schlagworte (Problematik – Lösungsansätze – Erfolge – Herausforderungen) separat im Sinne von „Wo stehen wir? Perspektiven?“ zu behandeln.

### Problematik

In Österreich liegt der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser laut Trinkwasserverordnung (BGBl. II 2001/304 i.d.g.F.) aktuell bei 50 mg NO<sub>3</sub>/l. Laut Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW, BGBl II 2010/98 idF BGBl II 2010/461) gilt ein Vorsorgewert von 45 mg NO<sub>3</sub>/l. Obiger Grenzwert hat seine Begründung in einem von der WHO festgelegten ADI-Wert (Acceptable Daily Intake), der auf eine lebenslange Aufnahme ohne gesundheitliche Schäden abzielt ([http://www.lebensministerium.at/wasser/wasserqualitaet/grundwasser/nitrat\\_grundwasser.html](http://www.lebensministerium.at/wasser/wasserqualitaet/grundwasser/nitrat_grundwasser.html)). Die Gültigkeit dieses Trinkwassergrenzwertes für Grundwasser ist im Wasserrechtsgesetz (BGBl. Nr. 215/1959 i.d.g.F.) begründet, worin §30 als Ziel festschreibt „Insbesondere ist Grundwasser sowie Quellwasser so reinzuhalten, dass es als Trinkwasser verwendet werden kann.“ Die Erhebung der Nitratkonzentrationen des Grundwassers erfolgt durch die regelmäßige Beprobung einer Vielzahl von Grundwassermessstellen im Bundesgebiet, was durch die Wassergüte-Erhebungsverordnung (BGBl. Nr. 338/1991

<sup>1</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

\* Ansprechpartner: DI Franz Feichtinger, [franz.feichtinger@baw.at](mailto:franz.feichtinger@baw.at)



**Abbildung 1: Nitrat – Entwicklung der jährlichen Schwellenwertüberschreitungen (> 45 mg/l) von Poren-, Karst- und Kluftgrundwassermessstellen im Verhältnis zur Gesamtzahl der verfügbaren Messstellen in oberflächennahen Grundwasserkörpern und -gruppen (1.1.1997 bis 31.12.2011), Quelle: BMLFUW 2013.**

i.d.g.F.) geregelt ist. Eine Bewertung der Erhebungsdaten folgt der Grundwasserschwelwertverordnung (GSwV, BGBl. 502/1991 i.d.g. F.), was in SCHEIDELEDER et al. (2006) näher erläutert ist und letztendlich feststellt, ob die Zielvorgaben erfüllt sind oder nicht. Erfüllen die erhobenen Grundwasser-Nitratkonzentrationen die Zielvorgaben nicht, liegt ein regionales Problem bezüglich „Nitrat im Grundwasser“ vor. *Abbildung 1* und *2* veranschaulichen das Ausmaß der Probleme und die Problemzonen.

Diese Fakten zeigen

- einerseits das generelle Problem, dass eben gesetzliche Vorgaben nicht eingehalten werden, was im Rechtsstaat Konsequenzen erfordert,
- andererseits das spezielle Problem für Trinkwasserversorger, die derart belastetes Grundwasser für die Trinkwassernutzung entnehmen und solches Wasser nicht in Verkehr bringen dürfen und daher ihren Versorgungsauftrag möglicherweise nicht erfüllen können.

*Abbildung 2* zeigt, dass die Problemzonen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Ackerbaugebieten liegen und dass die geringeren Niederschläge im Osten Österreichs und die damit verbundene geringere Menge an Grundwasserneubildung die Situation noch verschärfen. Tal- und Beckenlagen sind eben meist gleichzeitig mächtige Grundwasserspeicher und Gunstlagen landwirtschaftlicher Produktion (Bodenbonität, Bewirtschaftungsbedingungen). Außer Streit steht zwischenzeitlich, dass der Stickstoffeinsatz im Ackerbau

hauptverantwortlich (nicht alleinverantwortlich) für grenzwertüberschreitende Nitratkonzentrationen im Grundwasser ist. Zum Stickstoffeinsatz im Ackerbau, also der Bemessung der Stickstoffdüngung, bieten die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung, RLSGD“ (BMLFUW 2006) eine detaillierte Anleitung und Unterstützung. Probleme bestehen allerdings bei der sachgerechten Anwendung des Behelfs.

Dazu zwei Beispiele:

- Die Zugrundelegung einer zu hohen Ertragslage (keine reale Einschätzung sondern eine Wunschformulierung) hat eine zu hohe Düngerbemessung zur Folge.
- Die ausschließliche Berücksichtigung des jahreswirksamen Stickstoffanteils von Wirtschaftsdünger lassen bei wiederholter Anwendung einen nicht unwesentlichen Anteil der Stickstoffgesamtmenge bei der Düngerbemessung (RLSGD) in Vergessenheit geraten.
- Beide Fehleinschätzungen gemeinsam ergeben eine deutlich zu hohe Düngerbemessung. Der resultierende Überhang wird überwiegend dem Grundwasser übergeben.

### Lösungsansätze

Zur Lösung des oben skizzierten Problems werden folgende drei Möglichkeiten gesehen:

- Veränderung der Vorgaben durch Anhebung des Grenzwertes für die Nitratkonzentration im Trinkwasser = Grundwasser

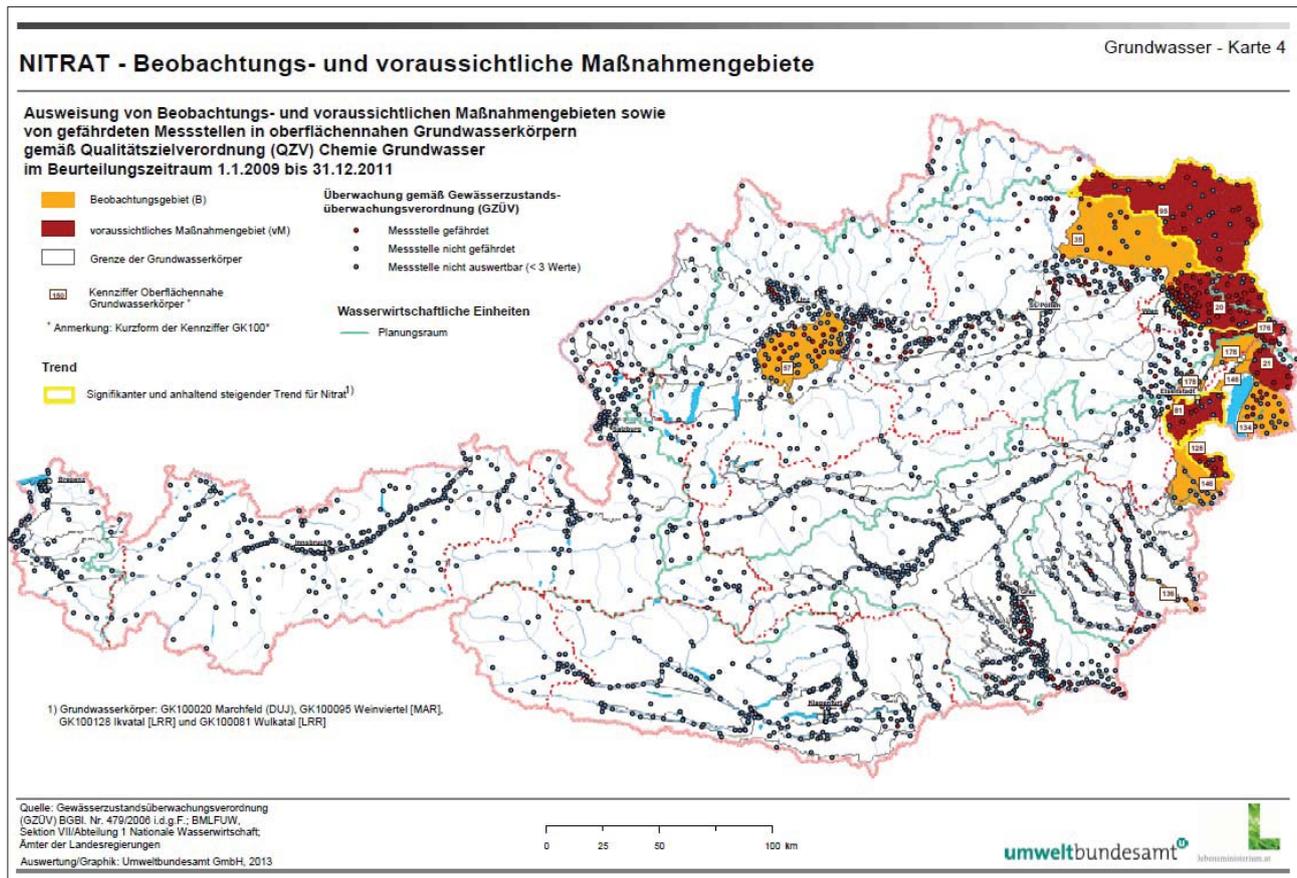


Abbildung 2: Nitrat – Beobachtungs- und voraussichtliche Maßnahmenggebiete sowie gefährdete Messstellen, Auswertzeitraum: 1.1.2009 bis 31.12.2011 (Quelle: BMLFUW 2013).

- Aufbereitung von nitratbelastetem Grundwasser bis zur Erfüllung des Trinkwassergrenzwertes für die Trinkwassernutzung
- Ursachenbehebung = Reduktion der Grundwasserbefrachtung mit Nitrat

Der erste Punkt stellt eine theoretische Option dar, welche (zurzeit) jedoch jeder nachvollziehbaren fachlichen Argumentation entbehrt und dahingehend auch kein politischer Wille zu orten ist. Ebenso sind Überlegungen zu einer - gelegentlich angedachten - Differenzierung von Grundwasserkörpern nach Nutzungsrelevanz nicht aktuell. Daher ist diese Option zwar theoretisch möglich, jedoch als reale Variante nicht relevant und widerspricht auch jedem Nachhaltigkeitsbestreben.

Im zweiten Punkt wird ein Handeln angesprochen, welches in den betriebswirtschaftlichen Zwängen eines Trinkwasserversorgers seinen Ursprung hat, um seinen Versorgungsverpflichtungen nachkommen zu können. Das ist jedoch kein Ansatz, der großräumig Anwendung finden kann, und der das generelle Problem (Gesetzeskonflikt) löst; Nachhaltigkeit bleibt ebenfalls unbeachtet. Somit ist dieser Ansatz ein Behelf für den Trinkwasserversorger, jedoch keine Lösung für das Problem „Zu viel Nitrat im Grundwasser“.

So verbleibt als nachhaltiger Lösungsansatz die Ursachenbehebung; dies bedeutet, die Befrachtung des Grundwassers mit Nitrat zu reduzieren. Die Nitratkonzentration, die an

einer Grundwassermessstelle ermittelt wird, ist das summarische Ergebnis von zugeflossenem Grundwasser und der Dotation von oben (Sickerwasser). Der Grundwasserzufluss besitzt normalerweise – wenn nicht schon massiv vorbelastet – keine grenzwertüberschreitenden Nitratkonzentrationen. Hingegen weist Sickerwasser all zu oft die mehrfache Nitratkonzentration des Trinkwassergrenzwertes auf, dies vorrangig unter Ackerflächen (FEICHTINGER 1999, FANK 2006). Daher ist ein erfolgversprechender und auch nachhaltiger Lösungsansatz, den Mittelwert der Nitratkonzentration des Sickerwassers im Zeitraum einer Fruchtfolge unter dem Trinkwassergrenzwert von 50 mg NO<sub>3</sub>/l zu halten. Obwohl diese Zielsetzung zur Sickerwasserqualität keine gesetzliche Vorgabe hat, wird sie als nachhaltiger Lösungsansatz zum Problem „Zu viel Nitrat im Grundwasser“ postuliert und sollte so akzeptiert sein. Die mittelfristige Nitratkonzentration im Sickerwasser (Mittel über eine Fruchtfolge) ist der Quotient aus mittelfristig versickernder Nitratmenge dividiert durch die mittelfristige Grundwasserneubildung (Sickerwassermenge). Somit sind die versickernde Nitratmenge und die Grundwasserneubildung die Stellschrauben, um das Ziel „Nitratkonzentration im Sickerwasser ≤ 50 mg NO<sub>3</sub>/l“ zu erreichen. Nachdem die Grundwasserneubildung in nur bescheidenem Ausmaß steuerbar ist, muss die grundwasserverträgliche Anpassung durch die versickernde Nitratmenge erfolgen. Die konkrete Umsetzung dieses Ansatzes kann folgendermaßen geschehen:

Es werden über eine Fruchtfolge hinweg von den standörtlichen Stickstoffeinträgen (Düngung, N-Fixierung durch Leguminosen, Bewässerung, atmosphärische Deposition) die standörtlichen Stickstoffausträge (Abfuhr von Erntegut) subtrahiert. Die Differenz bezogen auf ein Jahr ist der mittlere jährliche Stickstoffüberhang (Jahresstickstoffsaldo). Dieser umgerechnet in Nitrat und dividiert durch die mittlere jährliche Grundwasserneubildung darf die 50 mg NO<sub>3</sub>/l nicht überschreiten. Ein Gleichgewicht im Stickstoffumsatz (Mineralisation ≈ Immobilisation) ist unterstellt. Gleichzeitig bedarf es der genauen Kenntnis und somit exakten Erhebung der standörtlichen Stickstoffeinträge und Stickstoffausträge, was auch bewusstseinsbildend ist. Die reale Einschätzung der Ertragslage und die sachgerechte Bewertung der Stickstoffinputs durch Wirtschaftsdünger bei wiederholter Anwendung, wie bereits oben angesprochen, ist Erfordernis.

Dieser Ansatz wurde für das Problemgebiet „Unteres Murtal“ ausgearbeitet (FEICHTINGER et al. 2010). Darin ist nach obiger Beschreibung der maximal zulässige mittlere jährliche Stickstoffüberhang mit 35 kg N/ha/a ausgewiesen, wobei die atmosphärische Deposition mit 10 kg N/ha/a und die mittlere Grundwasserneubildung mit 310 mm bewertet sind. Bei Akzeptanz dieses Lösungsansatzes wäre eine Aufbereitung für die übrigen Problemgebiete Österreichs unmittelbar möglich. In Ostösterreich wäre aufgrund geringerer Niederschläge und somit geringerer Grundwasserneubildung ein merkbar niedrigerer Wert für den maximal zulässigen mittleren jährlichen Stickstoffüberhang das Ergebnis.

Einzelmaßnahmen, die zu geringeren Stickstoffversickerungen beitragen sollen und können, werden immer wieder genannt und sind auch im Agrarumweltprogramm ÖPUL verankert. Für eine Berücksichtigung der im Boden vorhandenen Stickstoffvorräte zum Zeitpunkt der Düngerbemessung wird zur N<sub>min</sub> – Bestimmung angeraten. Eine bedarfsgerechte Düngung je nach Kultur und Ertragslage unterstützt die RLSGD. Reduktionen der Düngermengen sind Gegenstand von ÖPUL-Maßnahmen. Ebenso leisten Begrünungen von Ackerflächen und konservierende Bodenbearbeitung einen Beitrag in Richtung Reduktion von Stickstoffversickerung. Zusammenfassend sind dies ambitionierte Einzelmaßnahmen. Dazu ist der mittelfristig erforderliche Jahresstickstoffsaldo das Prüfglied hinsichtlich Zielerreichung.

Für eine flächendeckende Problemlösung bedarf es einer flächendeckenden Aufgabenerfüllung und entsprechender Beteiligung der Akteure. Ist auf diese Weise das Problem „Nitrat im Grundwasser“ gelöst, darf sich der Ackerbauer auch Wasserbauer – an sich ein besetzter Begriff im Wirken der Wasserschutzberatung Oberösterreich – nennen. Jedoch können auch einige wenige „Schwarze Schafe“ sehr viel kaputt machen.

### Erfolge

Erfolg ist in diesem Zusammenhang ein durchaus relativer Begriff. Die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentration in Österreichs Grundwasser (*Abbildung 1*) kann man als sinkend/stagnierend und somit als (Teil)Erfolg ansehen

und die 11,5% Schwellenwertüberschreitung im Jahr 2009 ebenso als Misserfolg werten. Daher werden zwei Beispiele genannt, die als Erfolg mit unterschiedlichem Raumbezug erachtet werden:

- Neidling ist eine Marktgemeinde im niederösterreichischen Alpenvorland mit etwa 1500 Einwohnern. Die Nitratkonzentration im geförderten Grundwasser für die Trinkwasserversorgung überschritt im Jahr 2010 den Grenzwert. Als Folge war teilweiser Wasserbezug von Nachbargemeinden erforderlich. Gleichzeitig starteten Aktivitäten zur Ursachenbeseitigung. Mit Landwirten, die Ackerflächen im Einzugsgebiet des Entnahmebrunnens bewirtschaften, wurden Wasserschutzmaßnahmen vereinbart, was von einem Berater der nö. Landwirtschaftskammer (DI Johann Humer) intensiv begleitet wurde. Im Oktober 2012 teilte der Bürgermeister die Verbesserung der Lage der Bevölkerung mit und bedankte sich bei den handelnden Landwirten. Eine fast idente Erfolgsgeschichte wird zur Marktgemeinde Ober-Grafendorf, am Eingang ins Pielachtal gelegen, mitgeteilt (<http://futterwiesenexperte-humer.wikispaces.com/Nitrat+Grundwasseranierung+Ackerfl%C3%A4chen+in+N%C3%96>).
- Das Grundwasser des Unteren Murtal zwischen Graz und Bad-Radkersburg wird mehrfach für die großräumig regionale aber auch überregionale Wasserversorgung entnommen. Die dem Einzugsgebiet zugeählte Fläche beträgt ~ 300 km<sup>2</sup>. Die dortigen Probleme zur Nitratkonzentration im Grundwasser wurden bereits erwähnt (KRAINER 2012) und ebenso deren Bearbeitung und Lösungsansätze (FEICHTINGER et al. 2010). Da in einem so großen Gebiet sehr viele Interessen, unterstützt von ihren Vertretungen agieren und auch taktieren, ist eine Lösungsfindung mit breitem Konsens mühevoll, steinig, langwierig und oft schwer erkennbar. Daher ist es vorläufig sehr positiv zu bewerten, dass in der laufenden Diskussion zu einer regionalen Problemlösung, der postulierte Bilanzierungsansatz und ein Weg für eine regional differenzierte Einschätzung der Ertragslage Aussicht haben, konsensuale Zustimmung von Landwirtschaft, Trinkwasserversorgung, Verwaltung und Politik zu finden.

### Herausforderungen

Dies ist kurz zu fassen, aber vermutlich umso schwerer: Um das Problem „Nitrat im Grundwasser“ zu lösen, bedarf es der Identifikation und Beteiligung aller regionalen Akteure, um die regional maximal zulässigen Stickstoffversickerungen nicht zu überschreiten. „Schwarze Schafe“ müssen zur verschwindenden Minderheit werden bzw. gänzlich verschwinden. Argumente, warum etwas nicht geht, sind hinlänglich genannt und bekannt; in den Vordergrund müssen daher jene Akteure, die zeigen wie es geht. Derart positive Kräfte und deren Geist gilt es mit Rat, Tat, Beratung, Logistik, Finanz, ... zu unterstützen. Wunsch und somit Herausforderung sollte sein, dass am Ende steht „Ackerbauer = Wasserbauer“.

### 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, 2013: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2012. Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 1010 Wien, Stubenring 1 & Umweltbundesamt GmbH., 1090 Wien, Spittelauer Lände 5. Gesamtkoordination: Dr. R. Philippitsch und Dipl.-Ing. J. Grath.
- FANK, 2004: Die Bedeutung der Ergebnisse der Untersuchungen an der Forschungsstation Wagna für die ackerbauliche Praxis im Grundwassergebiet des Murtales von Graz bis Bad Radkersburg. Bericht über das Seminar „Landwirtschaft und Grundwasserschutz - Die Bedeutung der Lysimeterforschung für die landwirtschaftliche Praxis“ vom 02. bis 03. März 2004, 63-72, BAL Gumpenstein.
- 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, 43-48, HBLFA Raumberg-Gumpenstein.
- FEICHTINGER, F., 1999: Reduzierte Grundwasserbefruchtung durch veränderte landwirtschaftliche Bodennutzung im NÖ Alpenvorland. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung „Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft“, 13.-14.4.1999, 121-123.
- FEICHTINGER, F., 2008: Sachgerechte Düngung – Grundwasserschutz. Umweltökologisches Symposium, 4. und 5. März 2008, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irnding, 23-25.
- FEICHTINGER, F., G. DERSCH, J. FANK und J. ROBIER, 2010: Stickstoffflüsse auf Ackerland des Murtales in Hinblick auf grundwasser- verträgliche Bewirtschaftung. 2. Umweltökologisches Symposium „Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft“. 02.-03.03.2010, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irnding, 32-37.
- HOFREITHER, M. und K. PARDELLER, 1996: Ökonometrische Analyse des Zusammenhanges zwischen Agrarproduktion und Nitratbelastung des Grundwassers in Österreich. Die Bodenkultur, Band 47(1996), Heft 4, 279-289.
- KRAINER, F., 2012: Vortrag anlässlich „20 Jahre Lysimeteranlage Wagna, 24.9.2012“, [http://www.joanneum.at/uploads/media/06\\_KRAINER.pdf](http://www.joanneum.at/uploads/media/06_KRAINER.pdf).
- SCHEIDLEDER, A., J. GRATH, C. SCHRAMM und St. UHLIG, 2006: Regionalisierung von Grundwassergüteparametern. Wiener Mitteilungen Band 197, 207-222.
- TOLLMANN, A., 1991: Die Belastung des Grundwassers in Österreich – Ursachen, Ausmaß, Folgen, Abhilfe. Mitteilungen der geologischen Gesellschaft, Band 83, 1990, 125-150.
- WAGNER, K., 1995: Mögliche Folgewirkungen der Grundwassersanie- rung für die Landwirtschaft. In: Gewässerverträgliche Landbewirt- schaftung, Konsequenzen für die Land-, Forst- und Wasserwirtschaft. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 1, Wien.

# Bodenphysikalische Aspekte im Hinblick auf den Gewässerschutz

Andreas Klik<sup>1\*</sup> und Andreas Schwen<sup>1</sup>

## Einleitung

Böden stellen ein wichtiges Glied im globalen und regionalen Wasserkreislauf dar und erfüllen damit wichtige ökologische Funktionen. Hierzu zählen insbesondere die Funktionen als Puffer, Filter und Speicher für Wasser sowie Nähr- und Schadstoffe. Die Erhaltung oder Verbesserung der Qualität des Oberflächen- und Grundwassers hat eine zunehmende Priorität in unserer Gesellschaft und wurde seitens der Europäischen Union durch die EU Wasserrahmenrichtlinie manifestiert. Die Belastung von Gewässern entsteht durch ober- oder unterirdischen Eintrag von Nähr- oder Schadstoffen. Während einige Stoffe im Bodenwasser gelöst transportiert werden, werden andere Stoffe an Bodenpartikel oder andere Bodeninhaltsstoffe adsorbiert und können mit diesen verlagert werden. Die Art des Transportes hängt sowohl von den Eigenschaften des Stoffes als auch von den bodenhydraulischen Bedingungen ab. Hierbei sind der Porenanteil und die Porengrößenverteilung sowie die Tortuosität und Konnektivität des Porennetzwerkes, die damit verbundene Wasserleitfähigkeit, aber auch die Lagerungsdichte und Aggregatstabilität von großer Bedeutung.

## Auftreten und Gründe für Bodenverdichtung

Die Verdichtung stellt eine der größten Gefahren für landwirtschaftlich oder forstwirtschaftlich genutzte Böden dar. Es kann von einer schadhafte Verdichtung gesprochen werden, wenn der Boden bestimmte ökologische Funktionen nicht mehr im notwendigen Umfang erfüllen kann. Prinzipiell entsteht die Verdichtung von Böden durch mechanische Auflast. Die Anfälligkeit eines Bodens für Verdichtung hängt neben der Textur (Korngrößenverteilung) und der Struktur (Gefüge und Aggregatstabilität) insbesondere vom Wasseranteil zum Zeitpunkt der mechanischen Belastung ab. Es lassen sich zwei grundsätzliche Ausprägungen auf land- und forstwirtschaftlich genutzte Böden beobachten: In der Forstwirtschaft führt die Befahrung von Wirtschaftswegen in den Wintermonaten zur Verdichtung unterhalb der Wege, was häufig an Lackenbildung zu erkennen ist. Die Befahrung im Zuge der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung führt oberflächennah ebenfalls zur lokalen Verdichtung unterhalb der Fahrspuren. Diese Form der Verdichtung ist besonders vom Wasseranteil abhängig und tritt in der Landwirtschaft besonders als Folge der Ernte von Zuckerrüben auf. Bei modernen selbstfahrenden Rübenvollerntern werden meistens sechs Reihen gleichzeitig geerntet. Das Leergewicht dieser Maschinen übersteigt 30 t. Mit einem Bunkervolumen von 40 m<sup>3</sup> erreichen sie ein Gesamtgewicht von beinahe 60 t. Bereits bei „optimalen“ (d.h. niedrigen)

Bodenwassergehalten während der Ernte bedeutet der Einsatz dieser Geräte eine extreme Belastung für die Böden, bei ungünstigen d.h. hohen Bodenwassergehalten kommt es zu katastrophalen Folgen. Andererseits erzeugt die regelmäßige Bodenbearbeitung mittels Pflug unterhalb des aufgelockerten Bereiches eine Zone erhöhter Verdichtung, die als Pflugsohle bezeichnet wird.

Durch die Verdichtung kommt es zu einem schlechteren Gasaustausch zwischen dem Boden und der Atmosphäre und infolgedessen nimmt die biologische Aktivität im Boden stark ab. Nährstoffe werden schlechter fixiert oder nicht mehr pflanzenverfügbar umgesetzt, wodurch eine Nährstoffauswaschung verstärkt werden kann. Verdichtung von oberflächennahen Schichten führt zu einer Abnahme der Infiltrationsrate, zu einer Veränderung der hydraulischen Bedingungen und infolgedessen auch zu veränderten Abflussprozessen. In diesem Beitrag werden daher verschiedene bodenphysikalische Aspekte (Bodenverdichtung, Bodenbearbeitung) im Hinblick auf den Austrag von Nähr- und Schadstoffen in Grund- und Oberflächenwasser dargestellt.

Genaue Angaben über das Flächenausmaß verdichtungsgefährdeter Böden in Europa liegen nicht vor. Studien über die Anfälligkeit von Böden gegenüber Verdichtung geben an, dass etwa 36% der Unterböden in Europa stark bzw. sehr stark anfällig sind (JONES et al. 2003, VAN VAMP et al. 2003). CRESCIMANNO et al. (2004) weisen 32% der Böden als sehr gefährdet und 18% als mäßig gefährdet aus. Anderen Quellen ist zu entnehmen, dass 33 Mill. ha von Verdichtung betroffen sind, das entspricht etwa 4% der Fläche Europas (VAN OUWERKERK und SOANE 1995). Bisher konnten Schäden, welche infolge Bodenverdichtung entstehen, nicht quantifiziert und monetär bewertet werden. On-site Schäden umfassen vorwiegend landwirtschaftliche Ertragsverluste. Durch Verdichtung des Oberbodens können Ernteerträge bis zu 13% zurückgehen, wogegen durch Dichtlagerung des Unterbodens diese Rückgänge in extrem trockenen bzw. feuchten Jahren bis zu 35% ansteigen können (VAN CAMP et al. 2004). Off-site Schäden umfassen zum Beispiel eine reduzierte Infiltration von Regenwasser in den Boden. Damit ist ein geringerer Wasserrückhalt in der Landschaft und ein erhöhter Oberflächenabfluss verbunden, was die erosive Abschwemmung wertvollen Oberbodens und die Verschlammung der Bodenoberfläche zur Folge haben kann. Ein weiterer off-site Schaden ist eine erhöhte Emission von Treibhausgasen (insb. N<sub>2</sub>O und Methan) infolge mangelhafter Bodendurchlüftung.

<sup>1</sup> Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Muthgasse 18, A-1190 WIEN

\* Ansprechpartner: ao. Univ.Prof. DI Dr. Andreas Klik, andreas.klik@boku.ac.at

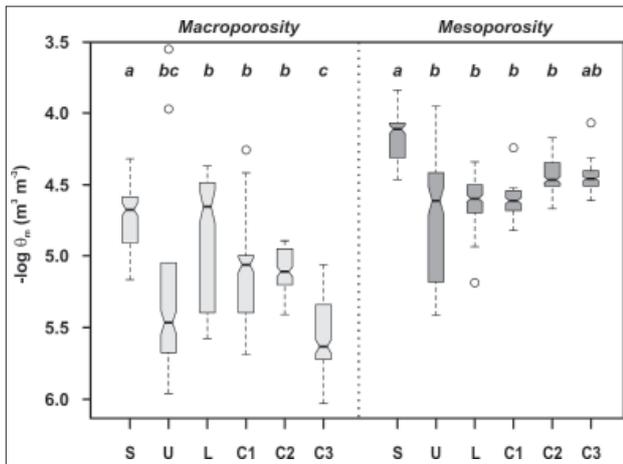


Abbildung 1: Anteile an hydraulisch effektiven Makro- und Mesoporen bei unterschiedlich starker Unterbodenverdichtung nach Schwen et al. (2011). Die untersuchten Varianten sind: S: unverdichteter Oberboden, U: Kontrollvariante (unverdichteter Unterboden), L: Tiefengelockerte Variante (unverdichteter Unterboden), C1-C3: Zunehmend starke Unterbodenverdichtung durch Befahrung mit einer Walze.

### Auswirkungen der Verdichtung auf die Struktur der Bodenporen

Je nach Größe (Äquivalentdurchmesser) erfüllen Bodenporen verschiedene Aufgaben im Wasserkreislauf auf der Profil- und Einzugsgebietsskala. Große Poren (Makroporen) und sogenannte präferenzielle Fließwege gewährleisten die rasche Infiltration von Niederschlagswasser und dessen Tiefensickerung. Damit wird bei starken Niederschlagsereignissen eine hohe Infiltration ermöglicht und der ober-

flächige Abfluss bzw. die Bildung von Lacken minimiert. Makroporen und präferenzielle Fließwege haben einen Äquivalentdurchmesser > 1 mm und meist biologische und physikalische Ursachen: Sie entstehen durch Regenwurmgänge, abgestorbene Pflanzenwurzeln, aber auch durch Quellung und Schrumpfung in tonig-lehmigen Böden und durch Frostsprengung (Frost-/Tauzyklen). Grobporen sind nur nach intensiven Niederschlägen kurzzeitig mit Wasser gefüllt und dienen danach der Durchlüftung des Bodens und dem Gasaustausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre. Aus ökologischer Sicht stellen Makroporen und präferenzielle Fließwege aber auch eine Gefahr dar, da in ihnen gelöste Nähr- und Schadstoffe ohne Interaktion mit dem Boden (Retention oder Abbau) rasch in tiefere Bodenschichten (unterhalb des durchwurzelten Bereiches) bzw. in grundwasserführende Schichten gelangen können. Mittel- und Feinporen dienen der Speicherung des für die Pflanzenentwicklung nutzbaren Wassers sowie von Nährstoffen. Durch die Retention von Nähr- oder Schadstoffen erfüllen sie eine ökologisch bedeutsame Funktion. Neben der Größe und der Verteilung der Poren ist vor allem ihre Kontinuität und Tortuosität ausschlaggebend für Infiltrations- und Transportprozesse im Boden.

In einem Feldversuch auf einem Ackerstandort in der Ebene von Canterbury (Südinsel von Neuseeland) haben SCHWEN et al. (2011) die Auswirkungen unterschiedlich starker Unterbodenverdichtung auf das Porengefüge untersucht. Dazu wurde der Oberboden (0-0.20 m) entfernt und unterschiedliche Varianten einer homogen ausgeprägten Unterbodenverdichtung durch Auflockerung bzw. Befahrung mit einer Straßenwalze erzeugt. Aus Infiltrationsexperimenten mit Tensionsinfiltrometern konnte die Veränderung der hydraulisch wirksamen Poren abgeleitet werden. Die Studie zeigte, dass die zunehmende Verdichtung des Unterbodens

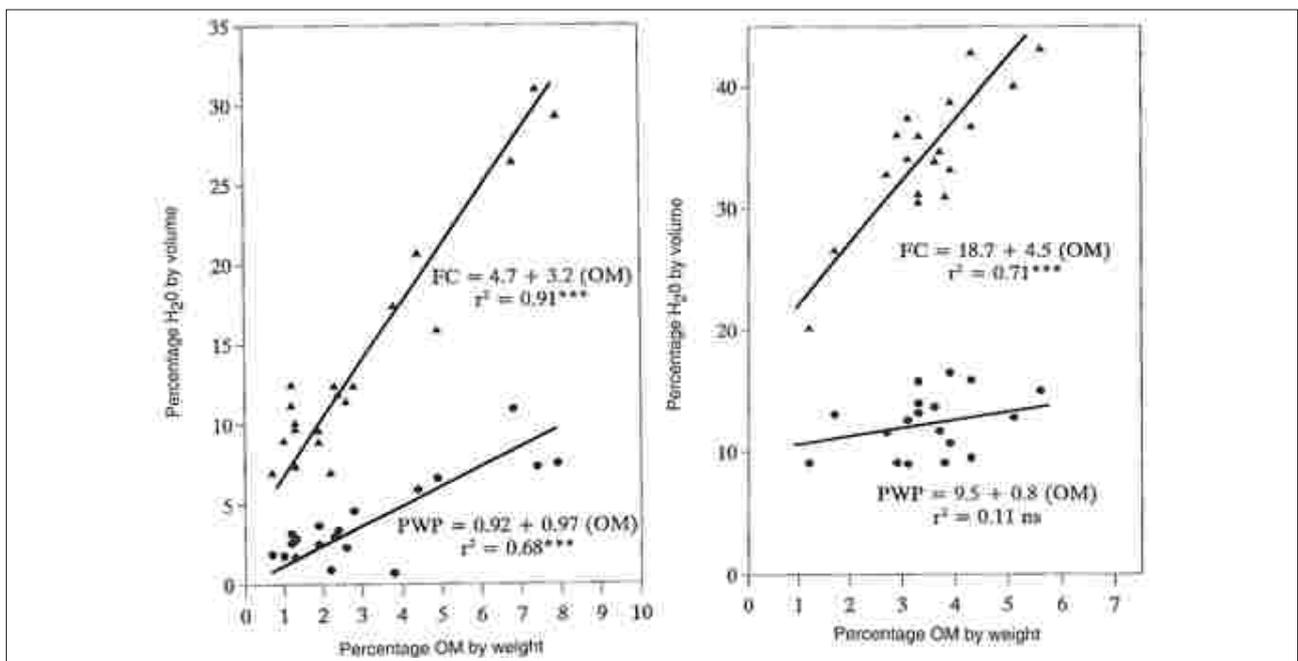


Abbildung 2: Einfluss von organischer Substanz auf Feldkapazität und Welkepunkt bei einem Sand (links) und einem schluffigen Lehm (rechts) (aus: Hudson, 1994).

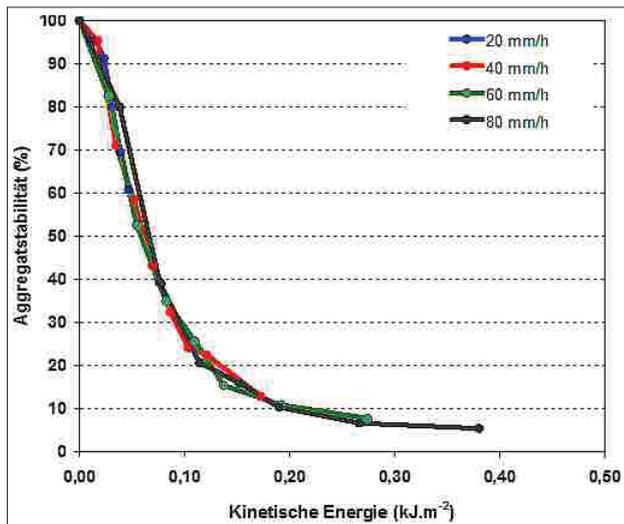


Abbildung 3: Einfluss unterschiedlicher kinetischer Energien auf die Aggregatstabilität eines schluffigen Lehms.

eine Reduktion der Makroporen und eine Zunahme der Mesoporen zur Folge hatte. Es zeigte sich außerdem, dass die Konnektivität des Porennetzwerkes mit zunehmender Verdichtung stark eingeschränkt wurde. Somit reduziert sich das Infiltrationsvermögen und die Gefahr einer Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen mit dem Bodenwasser in tiefere Regionen und das Grundwasser. Andererseits belegte die Studie, dass besonders an Standorten in Hanglage die verminderte Infiltrationskapazität den erosiven Bodenabtrag (und damit die laterale Verlagerung und Auswaschung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln) erhöhen kann.

### Einfluss der organischen Substanz

Die organische Substanz im Boden vermag – bezogen auf ihre Masse – große Wassermengen zu speichern. Daher führt eine Erhöhung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff zu einer verbesserten Wasserspeicherfähigkeit von Böden (Abbildung 2). Dies resultiert einerseits in geringerem Oberflächenabfluss und andererseits in verringertem Verlagerungsrisiko von Nähr- und Schadstoffen durch Abfluss aber auch Perkolatation. Andererseits beeinflusst der Gehalt an organischem Kohlenstoff jedoch über das Mineralisierungspotenzial auch die Auswaschung von Nitrat.

Neben diesen direkten Effekten auf die Stoffretention verbessern höhere Kohlenstoffgehalte in Böden auch die Stabilität von Bodenaggregaten gegenüber erosiven Kräften wie Wasser und Wind. Böden mit hoher Aggregatstabilität verschlammten weniger leicht, wodurch ihre Infiltrationsfähigkeit und ihr Widerstand gegen Erosionsprozesse erhalten bleiben. Maßgebend für die Zerstörung der Aggregate ist dabei die kinetische Energie ausgedrückt durch die Dauer und die Intensität des Niederschlags bzw. die Windgeschwindigkeit des Ereignisses (Abbildung 3).

### Einfluss der Bodenbearbeitung

Zahlreiche Studien haben gezeigt, dass die Form der landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung einen Einfluss auf die Aggregatstabilität und Kohlenstoffakkumulation und damit die Anfälligkeit gegenüber Erosion und Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen hat. In Abbildung 4 ist die Auswirkung eines simulierten Niederschlags mit 30 mm.h<sup>-1</sup> Regenintensität auf die Aggregatgrößen eines schluffigen Lehms dargestellt. Der konventionell bearbeitete Boden weist eine geringe Aggregatstabilität auf. Die großen Aggregate > 4 mm werden innerhalb von 5 min von einem Anteil über 70% auf 19% zerschlagen. Bei Mulchsaat führt dagegen erst ein 20-minütiger Starkregen zu dieser Abnahme. Das bedeutet, dass dieser Boden vier Mal länger der erosiven Kraft Widerstand leistet. Der mit Direktsaat bestellte Boden weist eine noch höhere Aggregatstabilität auf. Nach 20 min Starkregen nimmt der Anteil der Aggregate > 4 mm auf 32% ab und erreicht hiermit jenen Wert, der bei Mulchsaat nach 5 min erreicht wird. Durch die Bearbeitung und die dadurch entstehenden Aggregatbruchflächen werden freigelegte Kohlenstoff- und Nährstofffraktionen der Mineralisation zugänglich und können rasch abgebaut werden. Eine naturnahe Entwicklung des obersten Bodenhorizontes durch Weglassen von intensiven Bodenbearbeitungsmaßnahmen (Direktsaat) führt langfristig zu einer Reduktion von Grobporen, einer Zunahme der Bodendichte und einer Erhöhung der Aggregatstabilität. Kohlenstoff wird in kleinere Aggregatfraktionen eingelagert und ist so der schnellen direkten Mineralisation entzogen. Durch diese Veränderung in der Aggregatarchitektur wird eine Mineralisationsbarriere geschaffen, die langfristig zu einer Kohlenstoffakkumulation im Boden führt.

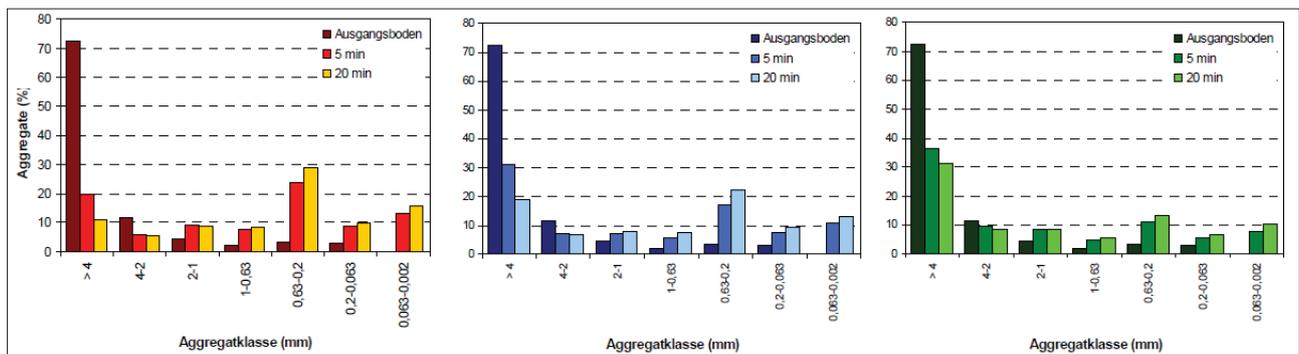


Abbildung 4: Veränderung der Aggregate unterschiedlicher Größe eines schluffigen Lehms mit konventioneller Bearbeitung (links), Mulch- (Mitte) und Direktsaat (rechts) bei einem fünf- bzw. 20-minütigen Regenereignis mit 30 mm.h<sup>-1</sup> Intensität.

## Auswaschung von Nährstoffen

Da die höchsten Nährstoffgehalte im obersten Bodenhorizont vorliegen liegt es nahe, dass für die oberflächliche Verlagerung von Nährstoffen wie Stickstoff und vor allem Phosphor der Wassergehalt dieser oberflächennahen Schicht maßgebend ist. Entlang eines Hanges können

verschiedene bodenhydrologische Zustände auftreten und einen großen Einfluss auf den Nährstofftransport ausüben. Diese Zustände können von Infiltration über gesättigte Verhältnisse bis hin zur Exfiltration – insbesondere am Hangfuß – reichen. ZHENG et al. (2003) untersuchten in einem Labor-Regensimulatorversuch den Einfluss unterschiedlicher oberflächennaher bodenhydraulischer Zustände

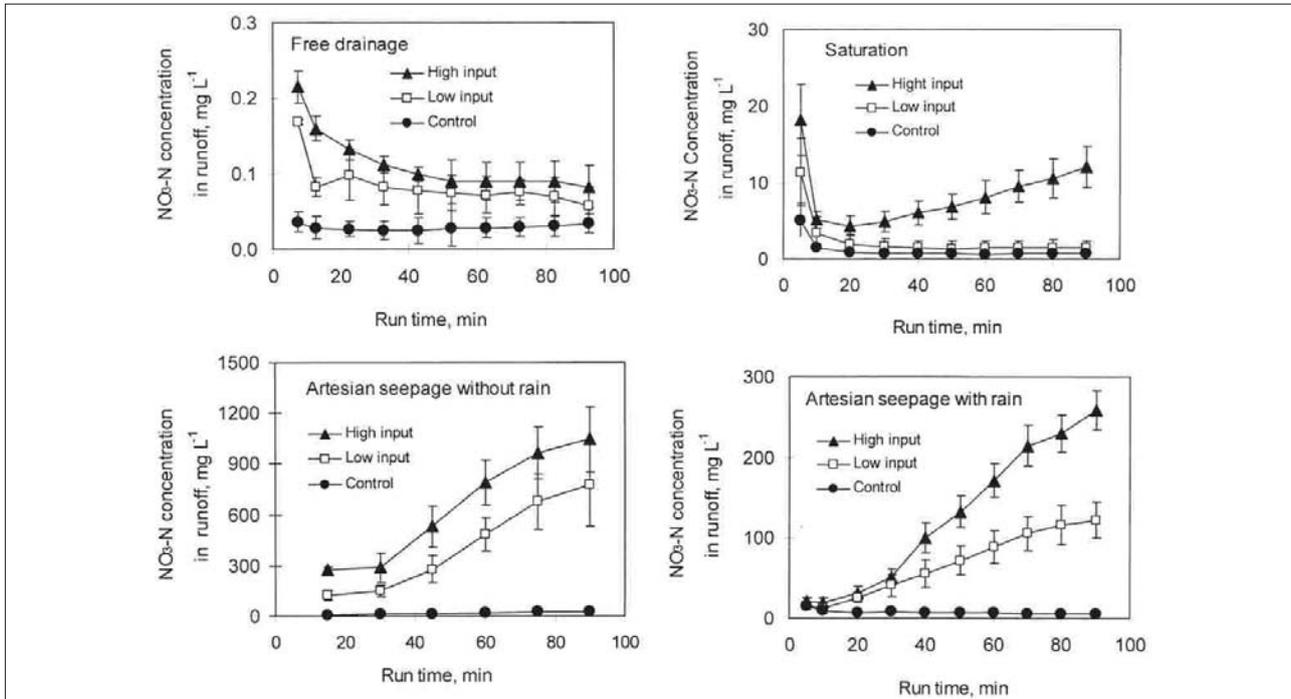


Abbildung 5:  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konzentrationen im Abfluss während eines 90-min Regenereignisses mit unterschiedlichen hydraulischen Zuständen (aus: Zheng et al., 2003).

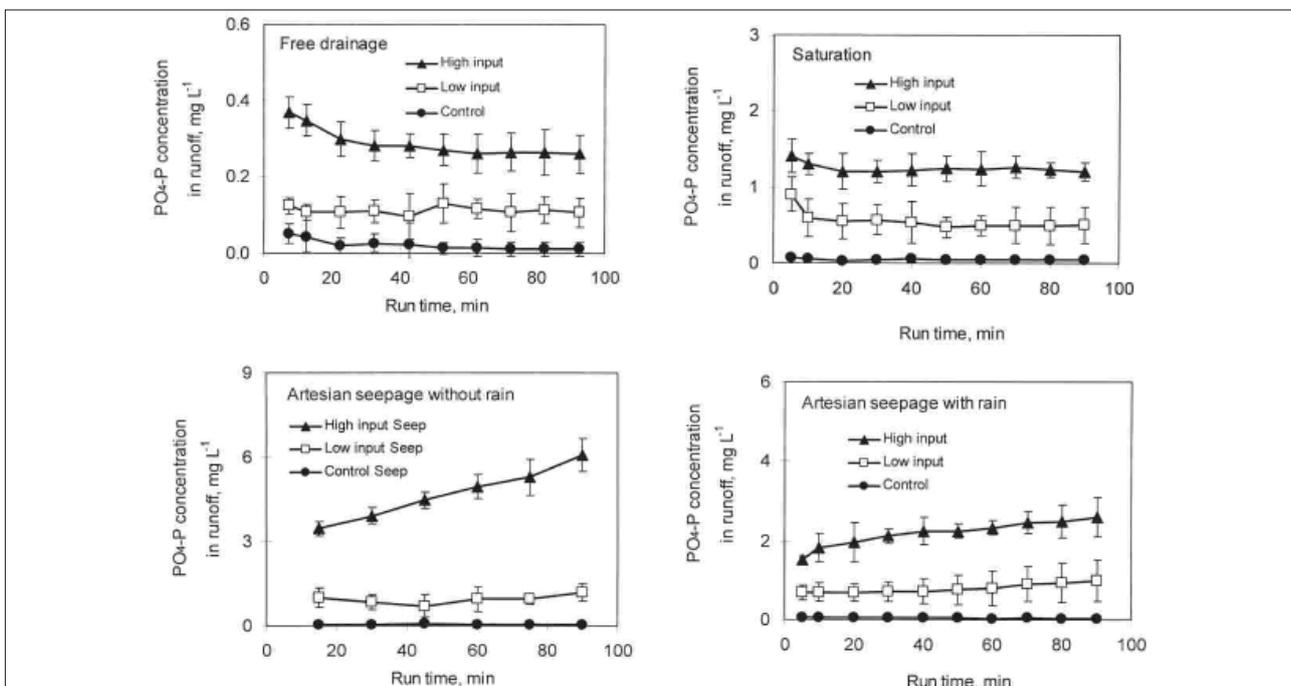


Abbildung 6:  $\text{PO}_4\text{-P}$  Konzentrationen im Abfluss während eines 90-min Regenereignisses mit unterschiedlichen hydraulischen Zuständen (aus: Zheng et al., 2003).

auf die Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss. Die Ergebnisse zeigten, dass bei niedriger Nährstoffgabe ( $40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) die mittleren  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen bei 0,08 (freie Entwässerung), 2,20 (gesättigte Verhältnisse), 529,5 (Exfiltration ohne Regeneinfluss) und  $71,8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (Exfiltration mit Regeneinfluss) lagen. Die entsprechenden  $\text{PO}_4$ -Konzentrationen betragen 0,11, 0,54, 0,91 und  $0,72 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (Abbildungen 5 und 6). Bei freier Entwässerung wurden nur 0,01% der applizierten Stickstoffmenge abgeschwämmt, bei Exfiltration dagegen bis zu 16%.

## Auswaschung von Pestiziden

Das Auswaschungspotenzial von Pflanzenschutzmitteln (PSM, z.B. Pestizide) hängt einerseits von der Art der Substanz ab, andererseits aber von Bodeneigenschaften. Dazu zählen vor allem die Bodentextur bzw. die Größe der aktiven Oberflächen (Ton), der Gehalt an organischer Substanz sowie der pH-Wert. Die organische Substanz im Boden ermöglicht vielfältige Bindungsmöglichkeiten für PSM und vermindert somit die Auswaschungsgefährdung. Die Textur eines Bodens beeinflusst die Geschwindigkeit des Wassertransportes und somit auch die Kontaktzeit der Agrochemikalie mit dem Boden. Der pH-Wert wirkt sich bei zahlreichen Pestiziden auf deren chemische Eigenschaften aus. Bei sinkendem pH-Wert werden PSM mehr an Tonpartikel gebunden und somit aus dem Perkolationswasser gefiltert. Darüber hinaus sind PSM bei niedrigeren pH-Werten üblicherweise weniger stark löslich. Der Einfluss des pH-Wertes auf die Mobilität von PSM ist jedoch geringer als jener der organischen Substanz und der Textur. Entscheidend ist jedoch auch das Zeitintervall zwischen der Applikation und dem ersten Niederschlagsereignis, welches zu Abfluss oder Infiltration führt (WENDROTH et al. 2011).

KLIK und TRUMAN (1997) untersuchten die Auswirkung von zwei Böden mit unterschiedlicher Korngrößenverteilung auf den Transport von Pflanzenschutzmitteln. Die beiden Böden unterschieden sich bei annähernd gleichem Tongehalt im Sand- und Schluffgehalt. Bei den applizierten

**Tabelle 1: Bodeneigenschaften von zwei unterschiedlichen Böden sowie die Verluste durch Abfluss und Infiltration von 2,4-D und Chlorpyrifos (ausgedrückt in % der Applikationsmenge) bei simulierten Starkregen mit 90 Minuten Dauer (I = 40 und  $60 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ ).**

Parameter	Pyhra		Greenville	
Sand (%)	37		64	
Schluff (%)	41		15	
Ton (%)	22		21	
$C_{\text{org}}$ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	28		12	
pH	7,4		5,0	
Regenintensität ( $\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$ )	41	60	36	60
Abflusskoeffizient (%)	29	38	28	56
Verluste an 2,4-D				
im Abfluss (%)	0,5	2,6	7,2	15,8
in Infiltration (%)	0,0	0,0	0,1	0,1
Verluste an Chlorpyrifos				
im Abfluss (%)	0,04	0,1	0,06	0,3
in Infiltration (%)	0,0	0,0	0,02	0,02

Pestiziden handelte es sich um einen leicht wasserlöslichen Wirkstoff (2,4-D; Löslichkeit  $890 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ,  $K_{\text{oc}} 20 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ ) und ein wenig mobiles Mittel (Chlorpyrifos, Löslichkeit  $0,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ,  $K_{\text{oc}} 6070 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ ), welches stark an den aktiven Bodenoberflächen adsorbiert wird. Während eines simulierten Regenereignisses von 90 min Dauer und einer Intensität von 40 bzw.  $60 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$  wurden beim Boden aus Pyhra zwischen 0,5 und 2,6% der aufgetragenen 2,4-D Menge mit dem Abfluss abgetragen, beim Greenville Boden dagegen zwischen rd. 7 und 16% (STEINBERGER 2001, STICKLER 1996). Die Chlorpyrifos-Verluste im Abfluss lagen aufgrund der starken Adsorption nur zwischen 0,1 und 0,3%. Die Pestizidverluste durch Infiltration bzw. leaching betragen bei beiden Wirkstoffen dagegen nur max. 0,1% der Aufwandsmenge.

## Fazit

Die Erhaltung bzw. Verbesserung der Speicher-, Filter- und Pufferfunktion unserer Böden ist eine wichtige Voraussetzung für den Schutz unserer Oberflächen- und Grundwässer. Die bodenhydrologischen sowie Struktureigenschaften eines Bodens bestimmen, in welcher Höhe und auf welchem Pfad Nähr- aber auch Schadstoffe am bzw. im Boden verlagert und abgetragen werden. Bodenschonende und nachhaltige Bewirtschaftung leisten einen wichtigen Beitrag zum Gewässerschutz.

## Literatur

- CRESCIMANNO, G., M. LANE, P. OWENS, B. RYDEL, O. JACOBSEN, O. DÜWEL, H. BÖKEN, J. BERÉNYI-ÜVEGES, V. CASTILLO and A. IMESON, 2004: Final Report, Working Group on Soil Erosion, Task Group 5: Links with organic matter and contamination working group and secondary soil threats. Brussels: European Commission, Directorate-General Environment.
- DRESSEL, J., 1992: Ergebnisse langjähriger Lysimeterversuche zur Stickstoffversickerung bei verschiedenen Anbausystemen und unterschiedlicher Düngung. In: Praktische Ergebnisse aus der Arbeit mit Lysimetern. Bericht über die 2. Lysimetertagung. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, 1-12.
- HUDSON, B.D., 1994: Soil organic matter and available water capacity. Journal of Soil and Water Conservation 49(2), 189-194.
- JONES, R.J.A., R. HIEDERER, E. RUSCO, P.J. LOVELAND and L. MONTARANELLA, 2003: Topsoil organic carbon in Europe. Proceedings of the 4<sup>th</sup> European Congress on Regional Geoscientific Cartography and Information Systems, 17-20 June 2003, Bologna, Emilia Romagna, Direzione Generale Ambiente e Difesa del Suolo e della Costa, Servizio Geologico.
- KLIK, A. and C.C. TRUMAN, 1997: Rainfall Intensity and Soil Texture Effects on Water, Sediment, and Pesticide Losses. In: SAN JOSE, R. und C.A. BREBBIA (Hrsg.). Measurements and Modelling in Environmental Pollution. Computational Mechanics Publication, Southampton, 441-450.
- SCHWEN, A., G. HERNANDEZ-RAMIREZ, E.J. LAWRENCE-SMITH, S.M. SINTON, S. CARRICK, B.E. CLOTHIER, G.D. BUCHAN and W. LOISKANDL, 2011: Hydraulic Properties and the Water-Conducting Porosity as Affected by Subsurface Compaction Using Tension Infiltrometry. Soil Science Society of America Journal 75(3), 822-831.
- STEINBERGER, P., 2001: Laboruntersuchungen zur Bestimmung des Transportverhaltens von ausgewählten Pestiziden unter Erosionsbedingungen. Diplomarbeit. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, 86 S.

- STICKLER, Th., 1996: Laboruntersuchungen des Transportes von unterschiedlichen Pestiziden durch Oberflächenabfluss und Bodenabtrag. Diplomarbeit. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, 196 S.
- VAN-CAMP, L., B. BUJARRABAL, A.-R. GENTILE, R.J.A. JONES, L. MONTARANELLA, C. OLAZÁBAL and S.-K. SELVARADJOU, 2004: Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection, EUR 21319 EN/1- Working Group on Research, p. 179.
- VAN OUWERKERK, C. and B.D. SOANE, (eds.), 1995: Soil compaction and the environment. Special issue, *Soil and Tillage Research* 35, 1-113.
- WENDROTH, O., V. VASQUEZ, C.J. MATOCHA, 2011: Field experimental approach to bromide leaching as affected by scale-specific rainfall characteristics. *Water Resour. Res.* 47(12); doi: 10.1029/2011WR010650.
- ZHENG, F., C. HUANG and L.D. NORTON, 2004: Effects of Near-Surface Hydraulic Gradients on Nitrate and Phosphorus Losses in Surface Runoff. *Journal of Environmental Quality* 33, 2174-2182.

# Hochwasserabfluss in alpinen Einzugsgebieten - hydrologische Standortfaktoren und deren Bewertung

Klaus Klebinder<sup>1\*</sup>, Bernhard Kohl<sup>1</sup>, Gerhard Markart<sup>1</sup>, Gertraut Meißl<sup>1</sup> und Bernadette Sotier<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Hochgebirge stellen im hydrologischen Sinn eine komplexe Landschaftseinheit dar. Die heterogene naturräumliche Ausstattung alpiner Einzugsgebiete, welche sich in eng verzahnten Strukturen der Vegetation und Landnutzung, einem inhomogenen Bodeninventar, variationsreichen geologischen Eigenschaften sowie einer hohen Disposition für Hochwässer bei (konvektiven) Starkregenereignissen widerspiegelt, ist nur mit großen Abstrahierungseinbußen in Bewertungsschemata und Modellen abzubilden. Unterschiedliche Methoden zur hydrologischen Bewertung der Standortfaktoren existieren, eine besondere Herausforderung ist dabei die Berücksichtigung des nicht stationären Zustandes des Systems.

*Schlagwörter:* Oberflächenabfluss, hydrologische Indikatoren, Hydropedologie, hydrologische Bewertung

## Summary

High mountain regions are a complex landscape from the hydrological point of view. The heterogeneous environment of alpine catchments is demonstrated in a small-scale pattern of landcover/landuse, an inhomogeneous soil inventory and highly variable geological characteristics. Alpine catchments show a high risk for floods during short term heavy rain events, which can only be assessed with a high degree of generalisation. Different methods are available to estimate the hydrologic behaviour of a site or catchment. A further challenge is to consider the non-stationary state of hydrological parameters.

## Einleitung

Mehrere Hochwasserereignisse seit Beginn des dritten Jahrtausend (2000, 2002, 2005 und zuletzt im Frühjahr 2013) haben gezeigt, wie stark der alpine Lebensraum durch hydrologische Naturgefahren bedroht ist. Durch zunehmende menschliche Nutzung von gefährdeten Räumen, insbesondere Schaffung hochwertiger Infrastruktur in exponierten Zonen und vermehrte Präsenz von Menschen in Gefährdungsbereichen, steigt das Schadenspotential deutlich. Schäden an Personen, Gebäuden und Infrastruktur müssen daher zunehmend durch kosten-, erhaltungs- und flächenintensive Schutzmaßnahmen eingedämmt werden.

Vor allem im alpinen Lebensraum stellen Wildbäche, aber auch deren Vorfluter eine besondere Bedrohung dar. Infolge der Hochgebirgstopographie kommt es zu einer raschen Abflusskonzentration des Niederschlages in den Gerinneläufen, was einen raschen und unverzögerten Anstieg der Abflusswelle zur Folge hat. Bedingt durch das alpine Relief und geomorphologische Faktoren können bei Hochwasserereignissen Feststoffe mobilisiert werden, welche zu Murgängen und starkem Geschiebetransport führen. In Wildbacheinzugsgebieten treten unterschiedliche hydrologische Prozesse sowohl in dominanter (z.B. Oberflächenabfluss auf Fels) als auch in komplex verzahnter Form (obenflächennaher Zwischenabfluss, Returnflow) auf. Oberflächenabfluss, der vorwiegend an Zonen mit beschränkter Infiltrationskapazität (Infiltrationsüberschuss)

auftritt, stellt bei konvektiven Niederschlagsereignissen eine bedeutende Prozessform dar. Der Zwischenabfluss hingegen erfährt durch die limitierte Fließgeschwindigkeit im Untergrund eine deutliche zeitliche Verzögerung und wird erst nach Stunden oder Tagen im Gerinne abflusswirksam. Dementsprechend werden diese Prozesse erst bei längeren Niederschlagsereignissen (mehrere Stunden bis Tage) für die Hochwasserentwicklung relevant (MARKART et al. 2013). Niederschlagswasser, das in tiefere Schichten des Untergrundes perkoliert, ist für die Ereignisfracht in den meisten Fällen nicht von Bedeutung.

Die hydrologischen Eigenschaften eines Einzugsgebietes sind nicht stationär, sondern zeitlich variabel. Kaum Änderungen unterworfenen Teile des naturräumlichen Inventares eines Einzugsgebietes können als Grunddisposition bezeichnet werden (BUWAL 1998). In Wildbacheinzugsgebieten können topographische, geologische und pedologische Eigenschaften sowie die grundsätzliche Vegetationsausstattung als stationär betrachtet werden. Die variable Disposition für Hochwasserereignisse wird von der periodischen oder episodischen Änderung der Landnutzung und des Feuchtezustandes gesteuert, z.B. zunehmende Bodenverdichtung durch Weidevertritt im Laufe des Sommerhalbjahres, zyklische forstwirtschaftliche Eingriffe oder episodische Naturereignisse (z.B. Windwurf, Trockenheit) ändern die Gebietseigenschaften ebenso wie das aktuelle Speichervermögen des Bodens, welches maßgeblich durch das Ausmaß des Vorniederschlages bestimmt ist.

<sup>1</sup> Bundesforschungszentrum für Wald (BFW), Institut für Naturgefahren und Gebietswasserhaushalt, Hofburg, Rennweg 1, A-6020 INNSBRUCK

\* Ansprechpartner: Mag. Klaus Klebinder, klaus.klebinder@uibk.ac.at

## Hydrologische Standortseigenschaften und Einflussfaktoren

Die hydrologische Reaktion einer Einheit auf Starkniederschlagsereignisse ist von einer Vielzahl an Standortseigenschaften abhängig. Grundsätzlich gilt, dass bei kurzen konvektiven Niederschlagsereignissen die oberflächennahen Kompartimente (Vegetationsausstattung, Oberboden) des Bio-, Pedo- und Geoinventars für die Reaktion ausschlaggebend sind, bei langen advektiven Ereignissen gewinnen hydrogeologische Faktoren zunehmend an Bedeutung. Weiters gilt, dass die einzelnen Komponenten des Systems (Topographie, Geologie, Pedologie, Vegetation/Landnutzung) eine starke Abhängigkeit voneinander zeigen, somit ist eine isolierte Betrachtung einzelner Komponenten der naturräumlichen Ausstattung kaum möglich. Stellvertretend kann als Beispiel für die starke Wechselwirkung zwischen den einzelnen Teilbereichen die Stellung des geologischen Substrats als Basis für die Bodenbildung und somit die bodenphysikalischen Eigenschaften angeführt werden (SOTIER et al. 2011). Im Folgenden wird auf die Stellung der einzelnen Teilbereiche in der hydrologischen Standortreaktion eingegangen sowie auf wichtige Wechselwirkungen verwiesen.

### Topographie und Relief

Die Topographie und im Speziellen die räumliche Gliederung des Gerinnesystems stellen einen zentralen Steuerungsfaktor für die Geschwindigkeit der Abflussreaktion dar. Kurze Fließwege von der Wasserscheide bis zum Gerinne infolge eines dichten Gerinnenetzes führen ebenso zu rascher Gebietsreaktion wie ein sehr steiles Relief. Die Länge des Fließweges und die Neigung des Gebietes gehen neben der Rauigkeit der Oberfläche (ein Parameter der Vegetation) in zahlreiche bewährte Formeln zur Berechnung der Abflusskonzentrationszeit ein (KOHL 2011). Die Neigung des Standortes ist eng mit Bodenmerkmalen, insbesondere der Bodenmächtigkeit verbunden. Je steiler ein Standort desto geringmächtiger ist im Allgemeinen die Entwicklungstiefe von Böden (TASSER 1998), damit verbunden ist eine zunehmende Häufung vegetationsfreier Felsbereiche.

### Geologie und Geomorphologie

Die geologischen Eigenschaften eines Standortes nehmen direkt Einfluss auf die Abflussreaktion, indem sie den Anteil der tiefgründigen Versickerung sowie die Verweildauer des Wassers im Untergrund beeinflussen. Die Klüftigkeit eines Gebirgskörpers und das Einfallen der Schichten sind entscheidende Größen zur Charakterisierung der Perkulationskapazität. Lockergesteinskörper beeinflussen über die Art und Korngrößenverteilung des Substrates die hydrogeologischen Eigenschaften. MARKART et al. (2013) konnten für unterschiedliche Substrate Kennwerte für die laterale Verlagerungsgeschwindigkeit innerhalb des Substrates ableiten. In alpinen Einzugsgebieten können geomorphologische Phänomene wie Moränen, Sturz- und Murschutt oder Massenbewegungen Einfluss auf die Abflussentwicklung nehmen. Beispielsweise wird vielfach der Abfluss aus hoch abflusswirksamen Einheiten (z.B. Felsflanken) in den



**Abbildung 1:** Der auf den Felsflächen gebildete Oberflächenabfluss wird durch die anschließenden Schuttkörper aufgenommen und erst mit deutlicher Verzögerung an den Vorfluter abgegeben.

darunterliegenden Schuttkörpern aufgenommen und erst verzögert wieder an den Vorfluter abgegeben (*Abbildung 1*).

Das geologische Ausgangsmaterial stellt einen elementaren Bestandteil in der Bodengese dar. Während feinteilreich verwitterndes Ausgangsmaterial (z.B. Phyllite, Tonschiefer, div. Einheiten der Flyschzone) sehr schwere und bindige Böden hervorbringt, kann bei grobkörnig verwitternden Einheiten (z.B. div. Orthogneise, Quarzite, quarzreiche Granite) grundsätzlich von durchlässigeren Böden mit einem hohen Anteil der Sandfraktion und von Grobstoffen ausgegangen werden. SOTIER et al. (2011) konnten für das Bundesland Niederösterreich den Zusammenhang zwischen dem geologischen und dem pedologischen Substrat ableiten (*Abbildung 2*).

### Pedologie

Der Boden hat eine Kernfunktion in der hydrologischen Reaktion eines Standortes. Zum einen bestimmt die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens (sowohl in gesättigtem als auch in ungesättigtem Zustand) die Infiltrationskapazität eines Standortes, zum anderen ist das Porenvolumen und dessen Verteilung auf bestimmte Porengrößen eine Kenngröße für die rasche Wasseraufnahme und Speicherung. Die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens (Matrixgeschwindigkeit) ist eine Funktion aus der Verteilung der Korngrößenfraktionen (Textur), dem Gehalt an Grobstoffen, der Lagerungsdichte und dem Anteil an organischer Substanz (STENITZER 1988, RUSS und RIEK 2011). Makroporen, wie Tiergänge oder Wurzelröhren, modifizieren die Leitfähigkeit des Bodens mitunter stark (BEVEN and GERMANN 1982).

Wird die Speicherkapazität eines Standortes für kurzzeitige Starkniederschlagsereignisse betrachtet, so sind in erster Linie die Anteile an Grob- und Gröbstporen ausschlaggebend. Nur diese Speicher können mit entsprechender Geschwindigkeit gefüllt werden und somit Teile des Niederschlages retendieren. Die Funktion der Fein- und Feinstporen liegt vorwiegend in der Speicherung von Wasser für Vegetation

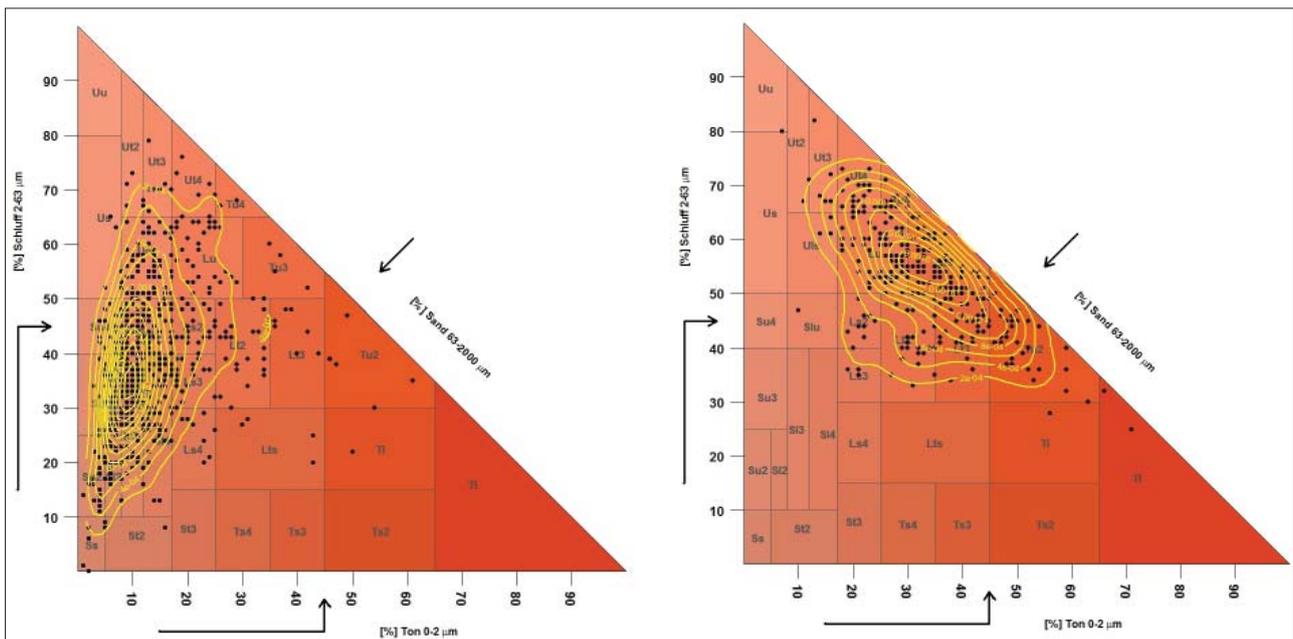


Abbildung 2: Bodenarten bei unterschiedlichen geologischen Einheiten in Niederösterreich. Links bei Gneisen, Graniten und quarzreichen Konglomeraten, rechts bei Mergel- und Flyschserien.

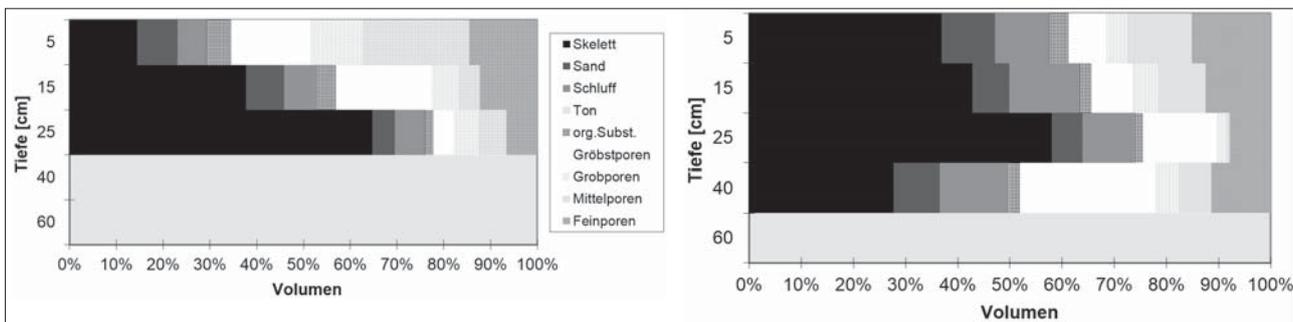


Abbildung 3: Profilgraph eines Waldstandortes (links) und eines Weiderasens (rechts) im Brixental (Tirol).

und Pflanzen. *Abbildung 3* zeigt den Vergleich zwischen einem Waldboden (links) und einem benachbarten Weiderasen (rechts), dabei ist der deutlich höhere Grob- und Gröbtporenraum am Waldstandort zu beachten. Während am Waldstandort im Zuge eines Beregnungsexperimentes kein Oberflächenabfluss auftrat, zeigte der Weiderasen in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte bis zu 60% Oberflächenabfluss (MEISSL et al. 2012).

Der Boden bildet das Bindeglied zwischen der geologischen Situation eines Standortes und der darüber liegenden Vegetation/Landnutzung - dementsprechend unterliegt die Pedosphäre beiden Einflüssen. Während die Korngrößenzusammensetzung stark durch die geologischen Faktoren bedingt wird, sind der Anteil an organischer Substanz, die Bioturbation und der Anteil an Makroporen stark von Vegetationseigenschaften abhängig. Die Lagerungsdichte ist wiederum ein Faktor der Landnutzung und spiegelt sich beispielsweise in Weidestauhorizonten oder Pflugsohlen wieder.

Die Pedosphäre stellt eine komplexe, störanfällige und nach Eingriffen schwer regenerierbare Landschaftskomponente

dar. Anthropogene Eingriffe wie Bodenaustausch, Planie oder Abtrag des humosen Oberbodens stellen vor allem im Hochgebirge mittel- bis langfristige Störungen in den hydrologischen Abläufen dar. Dementsprechend behutsam sollte mit dieser Ressource umgegangen werden (KLEBINDER et al. 2011).

### Landbedeckung, Landnutzung und Vegetation

Die oberste Schicht des hydrologischen Gesamtkomplexes ist zum einen einer der maßgeblichsten Faktoren in der hydrologischen Prozesskette, zum anderen aber die dynamischste Komponente in der hydrologischen Charakterisierung eines Standortes (SOTIER et al. 2010). Als bedeutender Faktor im Wasserumsatz (Transpiration, Evaporation) eines Standortes entscheidet die Vegetation nicht zuletzt über den Zeitraum der Regeneration gefüllter Bodenspeicher.

An Waldstandorten spiegelt sich die Form und Intensität der Bewirtschaftung in der Art und Ausprägung der Bodenvegetation wieder. Aufgelockerte Bestände mit unterschiedlicher



Abbildung 4: Waldstandorte mit unterschiedlicher Vegetationsausstattung und hydrologischer Reaktion.

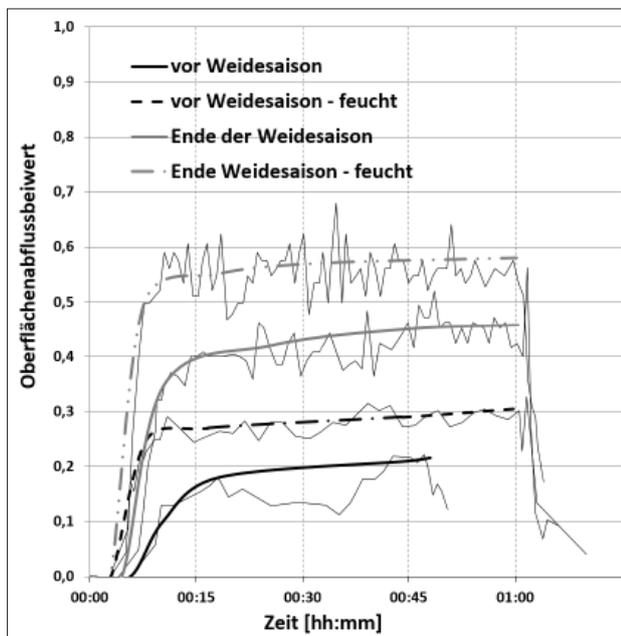


Abbildung 5: Einfluss von Beweidung und Feuchtezustand auf den Oberflächenabfluss am Beispiel einer Weide auf der Brixentalalm (Gem. Brixen im Thale, Tirol). Der Weideinfluss hat dabei stärkere Auswirkungen auf die Abflussreaktion als der Feuchtezustand.

Altersstruktur führen zu einer Erhöhung des Deckungsgrades der Bodenvegetation, dies fördert eine aufnahmefähige Bodenauflage mit begrenztem Risiko der Ausbildung hydrophoben Effekten an der Oberfläche (Abbildung 4 links). Bewaldete Standorte weisen grundsätzlich eine verhältnismäßig geringe Disposition für Oberflächenabfluss auf.

Die Flächennutzung in alpinen Wildbacheinzugsgebieten ist vielfältig und saisonal variabel. Während Mähwiesen nur über eine kurze Periode (wenige Tage bis Wochen, meist im Spätsommer und Herbst) Beweidung erfahren, werden alpine Weiderasen über mehrere Wochen des Sommers intensiv beweidet. Damit einhergehend kommt es neben einer Verdichtung des Bodens zu Verschiebungen von Biomassenanteilen, zur Veränderung des Deckungsgrades der

Bodenvegetation und zu teilweise massiven Vertrittschäden. Im hydrologischen Sinn wirken sich diese Belastungen durch eine deutliche Erhöhung des Oberflächenabflusses am Ende der Weidesaison aus (Abbildung 5).

Die hydraulische Rauigkeit der Oberfläche wird durch die Art und Ausprägung der Landbedeckung beeinflusst. Im hydraulischen Sinn glatte Flächen wie beispielsweise Asphalt, Flächen mit keiner oder geringer Vegetationsbedeckung führen zu hoher Fließgeschwindigkeit des Wassers an der Oberfläche und damit einhergehender Erosion sowie zu rascher Abflusskonzentration. Raue Flächen, wie beispielsweise Zwergstrauchheiden, verzögern den Abfluss und dämpfen somit Erosion und Abflusskonzentration.

## Schemata zur integralen Bewertung von Standortsfaktoren

In zahlreichen Bewertungsschemata wird versucht, die wichtigsten hydrologischen Einflussfaktoren zu integrieren und in eine standardisierte hydrologische Reaktion zu transferieren. Dabei reichen die Methoden von Anleitungen für die praktische Feldkartierung bis hin zu GIS basierten Ansätzen zur automatisierten Ausweisung von Prozessflächen. Hier werden exemplarisch einige Methoden vorgestellt:

### Soil Conservation Service – Curve Number-Verfahren

Das vom US Soil Conservation Service (SCS) entwickelte Curve-Number-Verfahren (USDA 2004) ist eine in den 1950er Jahren entwickelte Methode zur Bestimmung der abflusswirksamen Anteile eines Niederschlagsereignisses für kleine Einzugsgebiete. Das in der Praxis sehr häufig angewandte Verfahren basiert auf Untersuchungen des Abflussverhaltens landwirtschaftlich genutzter Flächen. Böden werden hinsichtlich ihrer Infiltrationskapazität (kf-Wert/Durchlässigkeitsbeiwert) in vier hydrologische Bodentypen unterteilt. Aus Bodentyp, Vorfeuchte und Landnutzung wird der CN-Wert (runoff curve-number) ermittelt. Dieser ist ein Maß für das Wasserspeichervermögen eines Bodens und kann Werte zwischen 0 (kein Abfluss) und 100 (vollständiger Abfluss) annehmen. Die Vorfeuchte wird in drei Klassen angegeben und leitet sich aus dem Niederschlag der letzten Tage ab. Untersuchungen von BURLANDO und KUNTNER (2003) zeigen eine beschränkte Anwendbarkeit für den Alpenraum.

### Das wissensbasierte System FLAB

Das WBS-FLAB (PESCHKE et al. 1999) verwendet den dominanten Abflussprozess als Abstraktion der hydrologischen Reaktionen in Einzugsgebieten. Aus den Gebietsgrößen Relief (Hangneigung, Hangrichtung), Vegetation und Nutzung (Nutzungsart, Bestandesart und -alter), Boden (Bodentyp, -art, Modifikationen bzgl. Grobanteil, Makroporen, Durchwurzelung) und Gewässernetz wird auf den dominanten Abflussbildungsprozess geschlossen. Dabei wird zunächst ein potentieller dominanter Abflussprozess abgeleitet und anschließend, im Hinblick auf die Modellierung unter Berücksichtigung von Niederschlagsereignissen und Gebietszustand (trocken oder feucht), ein realer dominanter

Abflussprozess bestimmt. Die räumliche Datenerfassung und Datenaufbereitung erfolgt in einem GIS, die Eingangsgrößen werden überlagert und über ein If-Then-Regelwerk einer Klassifizierung zugeführt.

### *Dominant runoff processes (DRP)*

Mit dem DRP-Verfahren (SCHERRER 2006, SCHMOCKER-FACKEL et al. 2007) wird, basierend auf Bodeneigenschaften, Geologie und Nutzungsmerkmalen der dominante Abflussprozess für einen Standort ermittelt. Grundsätzlich unterscheidet dieses Verfahren vier Abfluss-Prozesstypen: Horton'scher Oberflächenabfluss (HOF), Sättigungsabfluss (SOF), Zwischenabfluss (SSF) und Tiefensickerung (DP). Mit Hilfe eines Beurteilungsschemas wird der Wasserfluss von der Bodenoberfläche bis zum geologischen Untergrund nachvollzogen. Es wird entschieden, ob und wie stark das Wasser an der Infiltration gehindert wird (HOF-Prozesse). Bei vermindertem vertikalem Durchfluss bestimmt die Speicherkapazität des Bodens, die über das Bodenwasserregime (durchlässig bis permanent wassergesättigt) und die pflanzennutzbare Bodenmächtigkeit ermittelt wird, ob DP, SOF oder SSF der dominante Abflussprozess ist. Ob Sättigungsabfluss auftritt, wird von Stauschichten im Untergrund und der Hangneigung abhängig gemacht.

### *Geländeanleitung zur Abschätzung des Oberflächenabflussbeiwertes*

Die Geländeanleitung zur integralen Bewertung der Oberflächenabflussdisposition basiert auf einer Analyse von rund 700 Starkregenexperimenten im Ostalpenraum (MARKART et al. 2004). Als Indikatoren zur Abschätzung des Oberflächenabflussbeiwertes werden die Vegetation, der Boden, die Nutzung, die örtlichen Feuchtverhältnisse sowie weitere standörtliche Besonderheiten (z.B. Zustand der Bodenauflage) herangezogen. Die Bewertung erfolgt in einem siebenklassigen System, welches den Oberflächenabflussbeiwert beschreibt. Dem zu bewertenden Standort wird ein realistisch schlechter Systemzustand unterstellt. Dieser bei Kartierarbeiten oftmals nicht vorherrschende Zustand kann durch Interpretation von Zeigerpflanzen (Feuchte- und Weidezeiger) und von definierten Merkmalen (z.B. Vertrittspuren) erkannt werden.

### Fazit

In Summe stellen Wildbacheinzugsgebiete äußerst komplexe Systeme dar, die hydrologisch schwer analysierbar und abstrahierbar sind. Dennoch gibt es praktikable Methoden, welche die Reaktion des Gesamtkomplexes (Geologie-Boden-Vegetation/Nutzung) mit ausreichender Genauigkeit beschreiben. Diese Ansätze erlauben vielfach auch die Berücksichtigung einer ein- oder auch mehrdimensionalen Variabilität von Einflussfaktoren. Die durch die Anwendung der einzelnen Bewertungsschemata unterstellte Reaktionscharakteristik einer Einheit kann in weiterer Folge zur Hochwasserabschätzung umgesetzt werden.

### Dank

Teile der hier dargestellten Forschungsarbeiten wurden im Rahmen des vom Österreichischen Klima- und Energiefonds (ACRP-Programm) geförderten Projekt SeRAC-CC (Sensitivity of the Runoff Characteristics of Small Alpine Catchments to Climate Change) erarbeitet.

### Literatur

- BEVEN, K. and P. GERMANN, 1982: Macropores and water flow in soils, *Water Resour. Res.*, 18(5), 1311-1325.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), Hrg., 1998: Begriffsdefinitionen zu den Themen: Geomorphologie, Naturgefahren, Forstwesen, Sicherheit, Risiko. Bern.
- KLEBINDER, K., B. KOHL, G. MARKART und B. SOTIER, 2011: Problematik Flächenversiegelung - Möglichkeiten zur Bewertung, Quantifizierung und Steuerung. *Ingenieurbioologie*, Wädenswil, (3): 14-22.
- KOHL, B., 2011: Das Niederschlags-/Abflussmodell ZEMOKOST. Entwicklung eines praktikablen Modells zur Ermittlung von Hochwasserabflüssen in Wildbacheinzugsgebieten unter Einbeziehung verbesserter Felddaten. Dissertation an der Fakultät für Geo- und Atmosphärenwissenschaften der Universität Innsbruck.
- KUNTNER, R. and P. BURLANDO, 2003: Parsimonious and Spatially Distributed Modelling of Runoff Generation in Mesoscale Prealpine and Alpine Catchments. In: Proc. of the "International Conference on Flood Estimation", Bern, Switzerland, 6-8 March 2002, CHR-KHR rep. n° II-17, 407-418.
- MARKART, G., A. RÖMER, G. BIEBER, H. PIRKL, K. KLEBINDER, C. HÖRFARTER, A. AHL, A. ITA, B. JOCHUM, B. KOHL, G. MEISSL, K. MOTSCHKA, D. OTTOWITZ, I. SCHATTAUER, B. SOTIER, M. STRASSER, K. SUNTINGER und E. WINKLER, 2013: Abschätzung der Bandbreiten von Fließgeschwindigkeiten des oberflächennahen Zwischenabflusses in alpinen Einzugsgebieten. *Enderbericht 3. Projektjahr zur Projekt Shallow Interflow*, Österreichische Akademie der Wissenschaften.
- MARKART, G., B. KOHL, B. SOTIER, T. SCHAUER, G. BUNZA und R. STERN, 2004: Provisorische Geländeanleitung zur Abschätzung des Oberflächenabflussbeiwertes auf alpinen Boden-/Vegetationseinheiten bei konvektiven Starkregen (Version 1.0). BFW Dokumentation, Nr.3.
- MEISSL, G., K. KLEBINDER, C. GEITNER, F. SCHÖBERL, B. KOHL, G. MARKART, H. FORMAYER, Th. GORGAS und A. BRONSTERT, 2012: Sensitivität der Abflussprozesse kleiner alpiner Einzugsgebiete auf Klimaänderungen. In: *Wasser ohne Grenzen, Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2012 an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg*. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Hennef, (31.12): 121-126.
- PESCHKE, G., C. ETZENBERG, G. MÜLLER, J. TÖPFER und S. ZIMMERMANN, 1999: Das wissenschaftsbasierte System FLAB – ein Instrument zur rechnergestützten Bestimmung von Landschaftseinheiten mit gleicher Abflussbildung. *Internationales Hochschulinstitut. IHI-Schriften*, Heft 10, Zittau.
- RUSS, A. und W. RIEK, 2011: Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität – Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 11: 85-91.
- SCHERRER, S., 2006: Bestimmungsschlüssel zur Identifikation von hochwasserrelevanten Flächen. Bericht 18 des Landesamts für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Mainz. [http://www.scherrer-hydrol.ch/pdf/scherrer/luwg\\_bericht\\_18-2006\\_ansicht.pdf](http://www.scherrer-hydrol.ch/pdf/scherrer/luwg_bericht_18-2006_ansicht.pdf).
- SCHMOCKER-FACKEL, P., F. NAEF und S. SCHERRER, 2007: Identifying runoff processes on the plot and catchment scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11, 891-906, doi:10.5194/hess-11-891-2007, 2007.

- STENITZER, E., 1988: SIMWASSER – Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. Mitt. aus der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Nr. 31, Petzenkirchen.
- SOTIER, B., A. EDER, K. KLEBINDER, P. STRAUSS, G. MARKART und J. DORNER, 2010: Erstellung einer Landnutzungskarte als Grundlage hydrologischer Bewertung. In: Strobl/Blaschke/Griesebner (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2010. Beiträge zum 22. AGIT-Symposium, 7.-9. Juli 2010, Salzburg: 316-324.
- SOTIER, B., K. KLEBINDER und A. EDER, 2011: Abteilung von Bodensubstratklassen aus der Geologischen Karte von Niederösterreich. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Wien (78): 7-14.
- TASSER, E., B. OSTENDORF, U. TAPPEINER, C. PÖTTINGER, W. BITTERLICH and A. CERNUSCA, 1998: Analysis of factors determining soil depth on an Alpine hillslope. HeadWater'98. P. 58-62.
- USDA (United States Department of Agriculture), 2004: National Engineering Handbook Hydrology, Chapter 10 Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall.

# Humusfunktionen und -Dynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden

Heide Spiegel<sup>1\*</sup>, Georg Dersch<sup>1</sup>, Norman Schlatter<sup>1</sup>, Karl Aichberger<sup>1</sup>, Josef Söllinger<sup>1</sup>  
und Andreas Baumgarten<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Langzeit-Feldversuche sind eine gute Basis, um Humus-Veränderungen, die durch unterschiedliche Bodenbewirtschaftung (z.B. Bodenbearbeitung, organische, mineralische Düngung) verursacht werden, zu quantifizieren. Dazu werden Bodenkennwerte, wie z.B. der organische Kohlenstoffgehalt ( $C_{org}$ ), der Gesamt-Stickstoffgehalt ( $N_t$ ), das C/N Verhältnis, das N-Mineralisierungspotenzial und der Gehalt an mineralischem Stickstoff ( $N_{min}$ ) herangezogen. Die Ergebnisse langjähriger, regelmäßiger Bodenanalysen an AGES Feldversuchen zeigen, dass auf den untersuchten Versuchsstandorten der organische Kohlenstoffgehalt des Bodens nur aufrecht erhalten werden kann, wenn die Bodenbearbeitung minimiert wird und die Ernterückstände (z.B. Getreide- und Maisstroh, Zuckerrübenblätter) auf dem Feld verbleiben. Langjährige Kompostanwendung führt zu einem Humus-Anstieg (insbesondere der  $C_{org}$  und  $N_t$  Gehalte). Durch die kontinuierliche Mineralisierung kommt es allerdings – ab 12 Jahren nach Versuchsbeginn - zu einem Ansteigen der  $N_{min}$  Gehalte in den Kompostvarianten, vergleichbar mit denen in der höchsten mineralischen N Düngungsstufe, und damit zu einem erhöhten N Austragsrisiko. Dieses kann durch geeignete Maßnahmen (z.B. reduzierte Bodenbearbeitung, Begrünungen) minimiert werden. Langfristig nehmen die  $C_{org}$  Gehalte des Bodens mit häufiger Bodenbearbeitung und wenn Ernterückstände jedes Jahr vom Feld abgefahren werden, ab.

*Schlagwörter:* Langzeitfeldversuche, organischer Boden-Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff, N Mineralisierungspotenzial

## Summary

Long-term field experiments are a good basis to evaluate long-term effects of different soil management on soil organic matter dynamics. We have evaluated the effects of tillage, the management of crop residues as well as the application of compost on selected soil parameters connected to humus dynamics ( $C_{org}$ ,  $N_t$ , C to N ratio, N mineralisation potential,  $N_{min}$ ). The maintenance of soil organic carbon ( $C_{org}$ ) is only possible on the investigated sites, if tillage is reduced to a minimum and crop residues (cereal grain straw, maize stover, sugar beet leaves) remain on the field. Long-term compost application leads to an increase of soil organic matter (e.g.  $C_{org}$  and  $N_t$ ), which are – delayed but continuously – mineralised. 12 years after the start of the experiment the  $N_{min}$  contents in the compost variants are as high as or higher compared with the highest mineral N fertilisation rate connected with an increased nitrate leaching risk. This can be minimised by suitable measures (e.g. reduced tillage, green cover).  $C_{org}$  decreases occur in the long-term with frequent tillage (two times a year and more). This is also the case, if crop residues are removed every year from the field.

*Keywords:* Long-term field experiments, soil organic carbon, total nitrogen, N mineralisation potential

## Einleitung

Die organische Substanz des Bodens (hier synonym verwendet mit Humus) beeinflusst chemische, physikalische und biologische Bodeneigenschaften und damit auch den Wasser-, Luft-, Wärme- und Nährstoffhaushalt des Bodens. Insbesondere spielt Humus, von dem angenommen wird, dass er unter anderem ca. 58% organischen Kohlenstoff enthält, eine wesentliche Rolle in der Speicherung und Freisetzung von Nährstoffen und in der Verbesserung der Aggregatstabilität und damit der Bodenstruktur. Wesentliche ökologische Bodenfunktionen (BLUM 2005) stehen mit dem Gehalt an organischer Substanz in Zusammenhang, einschließlich der Produktion von Biomasse für Nahrungs- und

Futtermittel sowie für energetische Zwecke und Rohstoffe. In der Klimaschutz-Diskussion wird eine Erhöhung der Speicherung von Kohlenstoff im Boden und die damit verbundene Reduktion der Emissionen des Treibhausgases  $CO_2$  in die Atmosphäre intensiv besprochen. Eine Möglichkeit dieses Speicherpotenzial zu quantifizieren, besteht in der Auswertung von Humus-Daten langjähriger Feldversuche (> 20 Jahre) mit unterschiedlichem Bodenmanagement (z.B. SPIEGEL und DERSCH 2009, ELLMER und BAUMCKER 2005, FREIBAUER et al. 2004). Um Veränderungen im Humusgehalt feststellen zu können, ist es notwendig, den Ausgangsgehalt zu kennen und regelmäßige (wenn möglich jährliche) Bodenuntersuchungen durchzuführen, da die zeitlichen und räumlichen Schwankungen hoch

<sup>1</sup> Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH - AGES, Spargelfeldstraße 191, A-1220 WIEN

\* Ansprechpartner: Dr. Heide Spiegel, adelheid.spiegel@ages.at

sind (KÖRSCHENS 2010). Im Allgemeinen hängt das C-Speicherpotenzial vom Eintrag organischer Substanz (z.B. Ernte- und Wurzelrückstände, Bestandesabfall) sowie von der Intensität der Umsetzungsvorgänge ab und ob und wie die organische Substanz im Boden vor Abbau geschützt ist (KÖGEL-KNABNER et al. 2008, BACHMANN et al. 2008, EKSCHMITT et al. 2008). Diese Thematik ist Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Publikationen. In dieser Arbeit soll anhand von Feldversuchen gezeigt werden, wie weit die landwirtschaftliche Bewirtschaftung von Ackerböden zur C-Speicherung beitragen kann. Weiters ist mit dem Aufbau von Humus gleichzeitig eine Anreicherung von organisch gebundenem Stickstoff verbunden, der langfristig wieder mineralisiert und freigesetzt werden kann. Dabei ist darauf zu achten, dass nicht Maßnahmen ergriffen werden, die eine rasche und unkontrollierte Mineralisierung zur Folge haben (z.B. Pflügen von langjährig minimal bearbeiteten Böden, Umbruch von Grünland). Dies könnte den ungewünschten Austrag von Nitrat in benachbarte Wasserkörper zur Folge haben. Ein einfacher Indikator um Umsetzungsvorgänge der organischen Substanz zu charakterisieren, ist das C/N Verhältnis. In Österreich liegen die C/N Verhältnisse in Oberböden von Ackerstandorten üblicherweise zwischen 8 und 11, ein engeres C/N Verhältnis weisen hochaktive Böden mit einem hohen Anteil an Biomasse auf, da Mikroorganismen sehr N reich sind. Diese Zusammenhänge werden anhand von Ergebnissen von Feldversuchen der AGES näher beleuchtet.

## Material und Methoden

### AGES Feldversuchsstandorte

#### Beschreibung der Versuche

Für die Quantifizierung der Auswirkungen unterschiedlichen landwirtschaftlichen Bodenmanagements auf die Humusdynamik werden folgende Feldversuche verwendet.

#### Bodenbearbeitungsversuch Fuchsenbigl

Der Bodenbearbeitungsversuch wurde 1988 im Marchfeld mit drei Varianten mit jeweils drei Wiederholungen und

einer Parzellengröße von 12x60 m (=720 m<sup>2</sup>) angelegt. Folgende Bodenbearbeitungsvarianten werden geprüft:

- MT (Minimalbodenbearbeitung): Frässaat ohne Grundbodenbearbeitung vor der Saat, Bearbeitungstiefe: 5-8 cm.
- RT (Reduzierte Bodenbearbeitung): Bodenbearbeitung mit dem Grubber im Herbst und nach der Ernte. Bearbeitungstiefe: 15 cm.
- CT (konventionelle Pflugbearbeitung): Wendepflug im Herbst und Grubber nach der Ernte. Bodenbearbeitungstiefe: bis 25-30 cm.

Die Düngung erfolgte nach den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW 2006). Eine genauere Versuchsbeschreibung ist in SPIEGEL et al. (2002 und 2007) enthalten.

#### Management der Ernterückstände (Einarbeitung und Abfuhr)

Die Feldversuche, die sich mit den Auswirkungen von Einarbeitung und Abfuhr der Ernterückstände beschäftigen, wurden im Marchfeld und Waldviertel 1982, im Alpenvorland 1986 ursprünglich als P-Düngungsversuche mit 8 Varianten und jeweils 4 Wiederholungen in einer Parzellengröße von 32x6 m (Marchfeld) und 30x7,5 m (Alpenvorland) angelegt. Der Versuch im Waldviertel musste 2002 stillgelegt werden. In einer Variante wurden jeweils in 4 P-Aufwandstufen (0, 75, 150, 300 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) alle Ernterückstände am Feld belassen, in der anderen abgeführt. Die N und K Düngung erfolgte nach den Richtlinien der sachgerechten Düngung (BMLFUW 2006). Im Marchfeld betrug der Anteil der Blattfrüchte (Zuckerrübe, Erbse, Körnermais, Winterraps, Sojabohne, Sonnenblume, Kartoffel) in der Fruchtfolge 48 %, im Waldviertel betrug der Anteil von Kartoffel, Silomais, Erbse und Winterraps 33% in der Fruchtfolge.

#### Kompostdüngungsversuch

1991 wurde am Ritzlhof bei Linz ein Kompostdüngungsversuch angelegt, um die Auswirkungen unterschiedlicher Kompostdüngung im Vergleich zu mineralischer N Düngung auf Ernteprodukte und Bodenqualität zu erfassen.

Tabelle 1: Beschreibung der Versuchsstandorte.

	Marchfeld	Alpenvorland	Waldviertel*	OÖ Zentralraum
Seehöhe (m über N.N.)	147	290	511	280
Jahresniederschlag (mm) (30-jähriges Mittel)	529	778	661	753
Jahresmitteltemperatur °C (30-jähriges Mittel)	9,4	8,4	6,8	8,5
Bodentyp	Tschernosem	Braunerde	Braunerde	Braunerde
Ausgangsgestein	Löß	Schwemmmaterial	Silikatmaterial	Lößlehm
Bodenart	sandiger Lehm	schluffiger Lehm	sandiger Lehm	lehmiger Schluff
pH in CaCl <sub>2</sub>	7,5	6,6	5,3	6,8
Carbonat (CaCO <sub>3</sub> ) in %	13	0	0	0
Organischer Kohlenstoff in %	1,10	1,40	1,00	1,20
Sand/Schluff/Ton	40/42/18	3/67/30	48/36/16	14/69/17

\*Standort 2002 aufgelassen.

Der Versuch wurde im ungeordneten Block mit jeweils 4 Wiederholungen und einer Parzellengröße von 3 m x 10 m (= 30 m<sup>2</sup>) angelegt. Die untersuchten Varianten bestanden in einer Nullparzelle (Nulldüngung), mineralischer N Düngung (40 kg N, 80 kg N, 120 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) sowie Bioabfallkompost, Grüngutkompost, Stallmistkompost und Klärschlammkompost - mit Aufwandmengen, die jeweils 175 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> entsprechen. Weitere Varianten waren dieselben Kompostarten mit zusätzlicher mineralischer N-Düngung (Nitramoncal) von 80 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Winterweizen, Wintergerste, Mais und Erbse (ohne Kompostdüngung) waren Bestandteil der Fruchtfolge. Innerhalb von 17 Versuchsjahren wurden 380 - 610 t ha<sup>-1</sup> Kompost aufgebracht, je nach N Gehalt der Komposte. Die Bodenproben wurden 2010 in 0-25 cm Bodentiefe entnommen.

### Bodenanalysen

Die Bodenanalysen wurden an luftgetrockneten, < 2mm gesiebten Bodenproben durchgeführt. Organischer Bodenkohlenstoff (C<sub>org</sub>) und Gesamtstickstoff (N<sub>t</sub>) wurden mittels Elementaranalyse analysiert. Das N Mineralisierungspotenzial wurde mit der anaeroben Inkubationsmethode nach KEENEY (1982), modifiziert nach KANDELER (1993) untersucht. N<sub>min</sub> Proben wurden in unterschiedlichen Jahren im Frühling (März oder April) in 0-90 cm Bodentiefe genommen und nach WEHRMANN and SCHARPF (1979) analysiert.

## Ergebnisse und Diskussion

### Bodenbearbeitungsversuch

Abbildung 1 zeigt die Langzeitentwicklung der C<sub>org</sub> Gehalte in 0-30 cm. Bezogen auf diese Tiefenstufe konnten die C<sub>org</sub> Gehalte nur mit Minimalbodenbearbeitung annähernd aufrecht erhalten werden, während sie mit Pflug- und Grubberbearbeitung abnahmen. C<sub>org</sub> war nach 24 Jahren nur in der Minimalbodenbearbeitungs-Variante in 0-10 cm Bodentiefe signifikant höher als in den anderen Varianten (Tabelle 2). Bezogen auf die Tiefenstufe 0-30 cm waren die Unterschiede selten statistisch signifikant.

Tabelle 2 zeigt – neben den C<sub>org</sub> Gehalten – weitere Humusparameter 24 Jahre nach Versuchsbeginn. In der obersten Tiefenstufe (0-10 cm) waren auch die Gesamtstickstoffgehalte und das N Mineralisierungspotenzial mit Minimalbodenbearbeitung signifikant höher verglichen mit reduzierter und konventioneller Pflugbearbeitung. Mit MT kann dieser

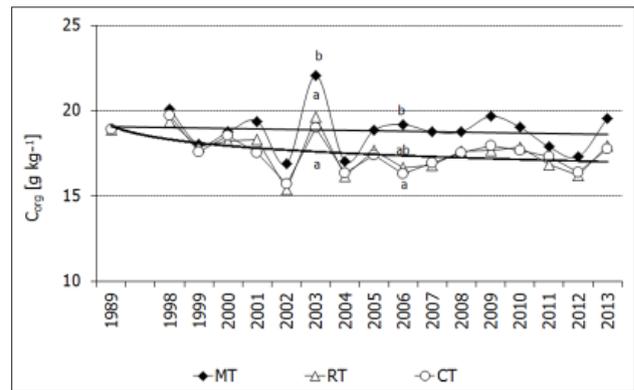


Abbildung 1: Auswirkungen von Frässaat (MT), reduzierter Bodenbearbeitung (RT) und konventioneller Pflugbearbeitung (CT) auf C<sub>org</sub> (g kg<sup>-1</sup>) in 0-30 zwischen 1998 und 2013. Unterschiedliche Buchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsverfahren an (P < 0.05, (Tukey Test). 1989: Anfangsgehalte in 0-25 cm.

Parameter als hoch (>75 mg N kg<sup>-1</sup> 7 d<sup>-1</sup>), und mit CT als niedrig (<35 mg N kg<sup>-1</sup> 7 d<sup>-1</sup>) nach BMLFUW (2006) eingestuft werden. Das C/N Verhältnis dagegen war (in allen Tiefenstufen) am niedrigsten unter Frässaat (siehe Tabelle 2). Dies weist – gemeinsam mit dem höheren Mineralisierungspotenzial – auf eine höhere biologische Aktivität nach langjähriger Minimalbodenbearbeitung hin.

### Ernterückstände

Die langjährige Entfernung der Ernterückstände vom Feld führte zu einer Abnahme von C<sub>org</sub> an den Standorten Marchfeld und Waldviertel (SPIEGEL et al. 2012). Noch keine eindeutigen Ergebnisse waren am Standort im Alpenvorland erkennbar (Ergebnisse nicht dargestellt). Die Ergebnisse der langjährigen AGES Feldversuche zeigen, dass die C<sub>org</sub> -Gehalte annähernd aufrecht erhalten bleiben können, wenn die Ernterückstände, wie Getreidestroh und Blattreste (z.B. der Zuckerrübe) am Feld verbleiben. Allerdings kann eine Fruchtfolge mit einem höheren Anteil mit fehlenden oder geringen Ernterückständen (z.B. Silomais und Kartoffeln) auch zu einer Abnahme des organischen Kohlenstoffs im Boden führen, auch wenn normalerweise die Ernterückstände eingearbeitet werden.

Die Einarbeitung von Ernterückständen hatte nach 30 Jahren (Marchfeld) bzw. 26 Jahren (Alpenvorland) eine signifikante Erhöhung der C<sub>org</sub> und N<sub>t</sub> Gehalte zur Folge (siehe Tabelle 3).

Tabelle 2: Auswirkungen von Frässaat (MT), reduzierter Bodenbearbeitung (RT) und konventioneller Pflugbearbeitung (CT) auf C<sub>org</sub>, N<sub>t</sub>, C/N und N-Mineralisierungspotenzial in unterschiedlichen Bodentiefen (0-10cm, 20-30cm), 2012. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsverfahren in den einzelnen Tiefenstufen an (P < 0.05, Tukey Test).

Bodentiefe (cm)	C <sub>org</sub> g kg <sup>-1</sup>		N <sub>t</sub> g kg <sup>-1</sup>		C/N		N Mineralisierungspotenzial (mg N kg <sup>-1</sup> 7 d <sup>-1</sup> )	
	0-10	20-30	0-10	20-30	0-10	20-30	0-10	20-30
1 Frässaat (MT)	20,2 a	15,4 a	2,12 a	1,46 a	9,5 a	10,6 a	94,7a	28,0 a
3 Reduzierte Bodenbearbeitung (RT)	16,6 b	15,8 a	1,69 ab	1,39 a	10,0 a	11,4 a	62,7b	25,3 a
2 Konventionelle Pflugbearbeitung (CT)	16,2 b	16,7 a	1,51 b	1,50 a	10,7 a	11,2 a	32,7b	33,7 a

**Tabelle 3: Auswirkungen der Behandlung von Ernterückständen auf organischen Kohlenstoff ( $C_{org}$ ), Gesamtstickstoff ( $N_t$ ), C/N und N-Mineralisierung im Marchfeld und im Alpenvorland in 0-25 cm und 25-50 cm. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (Abfuhr, Belassen der Ernterückstände) an ( $P < 0,05$ , einfaktorische ANOVA), 2012.**

Marchfeld							
Ernterückstände	$C_{org}$ g kg <sup>-1</sup>		$N_t$ g kg <sup>-1</sup>		C/N		N Mineralisierungspotenzial (mg N kg <sup>-1</sup> 7 d <sup>-1</sup> )
	Tiefe cm		Tiefe cm		Tiefe cm		Tiefe cm
	0-25	25-50	0-25	25-50	0-25	25-50	0-25
Abfuhr	20,6 b	18,0 b	1,95 b	1,62 b	10,6 a	11,1 a	37,6 b
Einarbeitung	22,0 a	20,0 a	2,13 a	1,84 a	10,4 b	10,9 a	44,9 a

Alpenvorland							
Ernterückstände	$C_{org}$ g kg <sup>-1</sup>		$N_t$ g kg <sup>-1</sup>		C/N		N Mineralisierungspotenzial (mg N kg <sup>-1</sup> 7 d <sup>-1</sup> )
	Tiefe cm		Tiefe cm		Tiefe cm		Tiefe cm
	0-25	25-50	0-25	25-50	0-25	25-50	0-25
Abfuhr	8,43 b	5,57 b	1,01 b	0,73 b	8,36 b	7,60 b	21,8 b
Einarbeitung	9,29 a	6,44 a	1,06 a	0,80 a	8,82 a	8,06 a	33,6 a

**Tabelle 4: Organischer Kohlenstoff ( $C_{org}$ ), Gesamtstickstoff ( $N_t$ ) in g kg<sup>-1</sup>, C/N Verhältnis; potenzielle N Mineralisation (mg N kg<sup>-1</sup> 7d<sup>-1</sup> in 0 - 25 cm Bodentiefe, 2010.**

	$C_{org}$ g kg <sup>-1</sup>	$N_t$ g kg <sup>-1</sup>	C/N	N Mineralisierungspotenzial (mg N kg <sup>-1</sup> 7 d <sup>-1</sup> )
Kontrolle (0 N)	12.7	1.40	9.1	54
Mineralischer N (Ø 40, 80, 120 N)	12.8	1.39	9.2	55
Biotonnenkompost 175 N	15.2	1.65	9.2	60
Grünschnittkompost 175 N	15.4	1.72	8.9	59
Bäuerlicher Mistkompost 175 N	14.3	1.52	9.4	61
Klärschlammkompost 175 N	15.8	1.62	9.7	59
Biotonnenkompost 175 N + 80 N	14.5	1.62	9.1	57
Grünschnittkompost 175 N + 80 N	15.3	1.74	8.9	59
Bäuerlicher Mistkompost 175 N + 80 N	14.4	1.59	9.0	65
Klärschlammkompost 175 N + 80 N	15.8	1.64	9.6	66
GD <sub>5%</sub>	1.56	0.142	0.46	8.5

Dies war nicht nur im Oberboden (0-25 cm) zu erkennen, sondern auch im Unterboden (25-50 cm). Zudem war auf beiden Standorten auch das N Mineralisierungspotenzial im Oberboden signifikant höher mit Einarbeitung der Ernterückstände. Ein uneinheitliches Bild ergaben die C/N Verhältnisse: auf dem Standort im Alpenvorland waren sie mit der Einarbeitung, im Marchfeld mit der Abfuhr höher, was auch mit der unterschiedlichen Bodenart begründet werden könnte.

### Kompostversuch

Die Bodenuntersuchungsergebnisse 2010 (Tabelle 4) zeigen, dass die Gehalte an  $C_{org}$  und  $N_t$  mit Kompostaufbringung (außer bei Stallmistkompost) im Vergleich zur Kontrolle signifikant erhöht waren. Das C/N Verhältnis des Bodens war in den Klärschlamm-Kompostvarianten am höchsten. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass der Klärschlamm aus einer kommunalen Kläranlage stammte und zumindest zu Beginn mit Sägespänen als Füllsubstanz, die ein hohes C/N Verhältnis von  $> 20$  aufweisen, angereichert war. Die

damit verbundene N Immobilisierung ist allerdings bereits überwunden.

Die  $N_{min}$  Gehalte in 0-90 cm Bodentiefe zu Vegetationsbeginn zeigten in Abhängigkeit von den Kulturen hoch signifikante Unterschiede ( $P < 0.01$ , nicht dargestellt) zwischen den Untersuchungsjahren. Die höchsten  $N_{min}$  Gehalte traten bei Mais und Winterweizen auf. Die  $N_{min}$  Gehalte in den Kompostvarianten stiegen im Laufe der Versuchsjahre (SPIEGEL et al. 2010). Ab 12 Jahren nach Beginn des Kompostversuchs zeigten die Kompostvarianten gleich hohe oder höhere  $N_{min}$  Gehalte verglichen mit der höchsten N Mineraldüngung (120 kg N ha<sup>-1</sup>). Auch das N Mineralisations-Potenzial zeigte nach Kompostanwendung z.T. signifikante Erhöhungen.

### Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der AGES Feldversuche zeigen, dass auf den untersuchten Standorten die Humusgehalte langjährig nur mit einer Minimierung der Bodenbearbeitung und mit Einarbeitung von Ernterückständen aufrechterhalten werden kön-

nen. Ebenfalls von großer Bedeutung für die Aufrechterhaltung des  $C_{org}$ -Niveaus ist die Anlage von Begrünungen und Zwischenfrüchten. Langfristig nehmen die  $C_{org}$ -Gehalte mit intensiver Bodenbearbeitung (mindestens zwei Mal im Jahr und mehr) ab. Dies ist auch der Fall, wenn die Ernterückstände jedes Jahr vom Feld abgefahren werden und wenn Früchte mit fehlenden oder geringen Ernterückständen (z.B. Silomais, Kartoffel) die Fruchtfolge dominieren, auch wenn normalerweise die Ernterückstände am Feld verbleiben. Nach langjähriger minimaler Bodenbearbeitung und mit der Einarbeitung der Ernterückstände ist auch ein Anstieg der Stickstoffgehalte und der mikrobiellen Aktivität im Boden feststellbar. Organische Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte sind auch nach langjähriger Kompostanwendung im Boden angestiegen ebenso wie die Enzymaktivitäten, die die N-Mineralisierung beeinflussen. Wie erwartet, hat sich Kompost als langsam fließende Stickstoffquelle erwiesen. Langfristig (nach über 12 Versuchsjahren) sind mit Kompostdüngung auch die mineralischen N-Gehalte angestiegen, was auch auf ein höheres N-Austragsrisiko hinweist. Dieses kann durch geeignete Maßnahmen (z.B. reduzierte Bodenbearbeitung, Begrünungen) vermindert werden. Somit kann Kompostanwendung einerseits helfen wertvolle Nährstoffressourcen zu sparen, andererseits sollten Nährstoffverluste vermieden werden. Regelmäßige Bodenanalysen können helfen, diese Vorgänge zu beobachten und einem unkontrollierten Nährstoff-Austrag entgegenwirken.

## Danksagungen

Teile dieser Arbeit werden im Rahmen des EU (FP 7) Projektes CATCH-C (Grant Agreement N° 289782) gefördert.

## Literatur

- BLUM, W.E.H., 2005: Functions of soil for society and the environment. Review in *Environmental Science and Bio/Technology*, 4; 75-79.
- BMLFUW, 2006: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen. 6. Auflage. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 80 p.
- BACHMANN, J., G. GUGGENBERGER, T. BAUMGARTL, R.H. ELLERBROCK, E. URBANEK, M.-O. GOEBEL, K. KAISER, R. HORN and W.R. FISCHER, 2008: Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 14-26.
- EKSCHMITT, K., E. KANDELER, C. POLL, A. BRUNE, F. BUSCOT, M. FRIEDRICH, G. GLEIXNER, A. HARTMANN, M. KÄSTNER, S. MARHAN, A. MILTNER, S. SCHEU and V. WOLTERS, 2008: Soil-carbon preservation through habitat constraints and biological limitations on decomposer activity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171: 27-35.
- ELLMER, F. and M. BAUMECKER, 2005: Static nutrient depletion experiment Thyrow. Results after 65 experimental years. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 51, 2, 151-161.
- FREIBAUER, A., M.D.A. ROUNSEVELL, P. SMITH and J. VERHAGEN, 2004: Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23.
- FREUDENSCHUSS, A., K. SEDY, G. ZETHNER und H. SPIEGEL, 2010: Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit. Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. II/5. Umweltbundesamt Wien. ISBN 978-3-99004-091-1.
- KANDELER, E., 1993: Bestimmung der N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch. In: Schinner, F. et al. (Hrsg.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag, Berlin.
- KEENEY, D.R., 1982: Nitrogen-availability indices. In Page, A.L. et al. (eds): *Methods of Soil Analysis, Part 2*. Am. Soc. Agron. Inc., Soil Sci. Am. Inc., Madison Wisconsin USA, p. 711.
- KÖGEL-KNABNER, I., K. EKSCHMITT, H. FLESSA, G. GUGGENBERGER, E. MATZNER, B. MARSCHNER and M. VON LÜTZOW, 2008: An integrative approach of organic matter stabilization in temperate soils: Linking chemistry, physics, and biology. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 5-13.
- KÖRSCHENS, M., 2010: Soil organic carbon ( $C_{org}$ ) – importance, determination, evaluation. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 56, 4, 375-392.
- SPIEGEL, H., M. PFEFFER und J. HÖSCH, 2002: N-Dynamik bei reduzierter Bodenbearbeitung. *Arch. Acker- Pfl. Boden*, 48, 503-512.
- SPIEGEL, H., G. DERSCH, J. HÖSCH and A. BAUMGARTEN, 2007: Tillage effects on soil organic carbon and nutrient availability in a long-term field experiment in Austria. *Die Bodenkultur* 58, 1, 47-58.
- SPIEGEL, H. und G. DERSCH, 2009: Humus - wichtig für Boden, gut für Klima. *Bauernzeitung*, 51, 17. Dezember 2009.
- SPIEGEL, H., J. SÖLLINGER und K. AICHBERGER, 2010: Was kann der Kompost? Auswirkungen unterschiedlicher Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Boden. *Der Fortschrittliche Landwirt*, 19, 34-36.
- SPIEGEL, H., G. DERSCH und A. BAUMGARTEN, 2012: Humus – ein geeigneter Indikator für eine nachhaltige Bodennutzung? *VDLUFASchriftenreihe* 68, Kongressband 2012, 89-96.
- WEHRMANN, J. und H. SCHARPF, 1979: Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf ( $N_{min}$ -Methode). *Plant and Soil*. 52(1), 109-126.

# Phosphor-Speicherkapazität und Phosphor-Sättigungsgrad in österreichischen Böden des Dauergrünlandes

Andreas Bohner<sup>1\*</sup>, Christine Weißensteiner<sup>2</sup> und Jürgen Kurt Friedel<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Um das Phosphor-Auswaschungspotenzial von österreichischen Böden des Dauergrünlandes beurteilen zu können, wurden in 239 Bodenproben von Tal- und Gebirgsstandorten die Phosphor-Speicherkapazität und der Phosphor-Sättigungsgrad ermittelt. Die untersuchten Grünlandböden wiesen in den obersten 10 cm meist sehr hohe Gehalte an amorphen Eisen-Oxiden und folglich auch eine große Phosphor-Speicherkapazität auf. Der Phosphor-Sättigungsgrad war mit wenigen Ausnahmen niedrig. Somit dürfte die Gefahr einer erhöhten Phosphor-Auswaschung mit dem Sickerwasser im Falle einer standortangepassten Bewirtschaftung, sachgerechten Düngung und bei durchschnittlichen Witterungsverhältnissen gering sein. Allerdings wiesen regelmäßig gedüngte und intensiv genutzte Grünlandböden höhere Phosphor-Sättigungsgrade und somit auch ein größeres Phosphor-Auswaschungspotenzial als langjährig ungedüngte und extensiv genutzte Böden auf. Die Phosphor-Speicherkapazität war in den Braunerden, carbonathaltigen Niedermooren und generell in sauren Alm- und Gebirgsböden sehr hoch.

*Schlagwörter:* Bodentypen, Nutzungsintensität, Düngung, Phosphor-Fraktionen, Gewässereutrophierung

## Summary

In order to assess the potential of phosphorus losses from Austrian soils of permanent grassland by leaching, the phosphorus sorption capacity and the degree of phosphorus saturation for 239 soil samples were determined. In the layer 0-10 cm, most of the studied grassland soils exhibited high amounts of amorphous iron oxides and consequently also high phosphorus sorption capacities. With few exceptions, the degree of phosphorus saturation was low. Thus, it can be assumed that the risk of increased phosphorus losses via leaching is rather low in case of a site adapted grassland management, an appropriate manuring and average weather conditions. However, regularly manured and intensively used grassland soils had higher degrees of phosphorus saturation than unfertilized soils and soils under extensive use, indicating a comparatively higher potential of phosphorus losses by leaching. The phosphorus sorption capacity was very high in Cambisols, calcareous Histosols and generally in acid mountain soils.

*Keywords:* soil types, management intensity, manuring, phosphorus fractions, water eutrophication

## Einleitung

Phosphor ist einerseits ein lebensnotwendiges Nährelement für alle Lebewesen (MARSCHNER 1998) und andererseits für die Eutrophierung von Oberflächengewässern hauptverantwortlich (KUMMERT und STUMM 1989). Die Phosphor-Einträge in die Gewässer erfolgen aus punktuellen und diffusen Quellen. Die wichtigsten diffusen Quellen im landwirtschaftlichen Bereich sind Bodenerosion, Abschwemmung und Auswaschung (BRAUN et al. 1991, PRASUHN und BRAUN 1994, FROSSARD et al. 2004). Die Phosphor-Auswaschung mit dem Sickerwasser kann auch im Grünland unter bestimmten Boden-, Vegetations- und Witterungsverhältnissen für die Phosphor-Anreicherung im Grundwasser und in der Folge für die Eutrophierung von Oberflächengewässern von Bedeutung sein (BOHNER et al. 2007, BOHNER und ROHRER 2013). Eine Quantifizierung der jährlichen Phosphor-Austräge mit dem Sickerwasser ist unter weitgehend natürlichen Standortsbedingungen nur mit

Hilfe von Lysimetern möglich (MEISSNER et al. 2000). Allerdings wird das Untersuchungsergebnis sehr wesentlich von den Standortsbedingungen am Lysimeter beeinflusst. Daher können die Ergebnisse von Lysimeterversuchen nur sehr eingeschränkt auf andere Naturräume, Boden- und Vegetationstypen übertragen werden.

Die jährlichen Phosphor-Austräge mit dem Sickerwasser können räumlich stark variieren (KELLER und VAN DER ZEE 2004). Sie werden im Grünland in erster Linie vom Vorrat an leicht und schnell mobilisierbarem Phosphor im Boden, von der jährlichen Sickerwassermenge, vom Relief, von den Bodeneigenschaften (insbesondere Transformations-, Speicherungs- und Mobilisierungsvermögen), von der Art der Bewirtschaftung (Wiese, Mähweide, Weide) und Intensität der Nutzung (Anzahl der Schnitte und/oder Weidgänge pro Jahr) sowie von den Bewirtschaftungsmaßnahmen (insbesondere Art, Menge, Häufigkeit und Zeitpunkt der Düngung) determiniert. Bewirtschaftungsmaßnahmen

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

<sup>2</sup> Weißenbach 87, A-8932 WEISSENBACH/ENNS

<sup>3</sup> Universität für Bodenkultur Wien, Institut für ökologischen Landbau, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 WIEN

\* Ansprechpartner: Dr. Andreas Bohner, andreas.bohner@raumberg-gumpenstein.at

machen sich im Dauergrünland vor allem im Oberboden bemerkbar. Eine langjährig überhöhte Düngung (nicht an den mengenmäßigen und zeitlichen Bedarf der Pflanzen angepasste Düngung) führt zu einer Phosphor-Anreicherung in der obersten Bodenschicht (FROSSARD et al. 2004, BOHNER 2005, 2008).

Die Beurteilung und Bewertung des Phosphor-Versorgungszustandes von Grünlandböden erfolgt in Österreich auf Grund des wasserlöslichen und CAL-löslichen Phosphor-Gehaltes im Oberboden (0-10 cm Bodentiefe). Der CAL-lösliche Phosphor-Gehalt ist ein Maß für die mobilisierbaren Phosphor-Reserven im Boden. Der CAL-lösliche Phosphor-Gehalt im Oberboden ist ein guter Indikator für das langjährige Düngungsniveau der Grünlandflächen (RUTHSATZ 2001, BOHNER 2005). Er dient auch als Grundlage für die Erstellung einer Phosphor-Düngeempfehlung (BMLFUW 2006). Der wasserlösliche Phosphor-Gehalt repräsentiert die leicht mobilisierbare und für die Pflanzen sofort verfügbare Phosphor-Fraktion im Boden. Er dient auch als Kriterium für die Beurteilung des Phosphor-Austragsrisikos von Grünlandflächen (PRASUHN und LAZZAROTTO 2005).

Aus landwirtschaftlich genutzten Flächen nehmen die Phosphor-Einträge in die Oberflächengewässer mit steigenden Phosphor-Gehalten im Boden zu (OTTO 1980, MEISSNER et al. 1992, PRASUHN und BRAUN 1994, RÖMER 1997, FROSSARD et al. 2004). Die tatsächlichen und möglichen Phosphor-Einträge können allein auf Grund der wasserlöslichen und CAL-löslichen Phosphor-Gehalte im Oberboden nicht abgeschätzt werden (PIHL und WERNER 1993). Um das Phosphor-Austragspotenzial einer landwirtschaftlich genutzten Fläche beurteilen zu können, sind auch Kenntnisse über die Phosphor-Speicherkapazität und den Phosphor-Sättigungsgrad im Boden erforderlich. Für die Phosphor-Speicherkapazität der Böden sind die amorphen Aluminium- und Eisen-Oxide (inklusive Hydroxide und Oxihydroxide) hauptverantwortlich (FREESE et al. 1992, KELLER und VAN DER ZEE 2004). Das Phosphor-Austragspotenzial einer landwirtschaftlich genutzten Fläche hängt aber nicht nur von der Phosphor-Speicherkapazität im Boden ab, auch der bereits erreichte Phosphor-Sättigungsgrad der Sorbenten hat eine große Bedeutung. Je höher der Phosphor-Sättigungsgrad im Boden ist, desto höher ist in der Regel die Phosphor-Konzentration in der Bodenlösung und somit die potenzielle Gefahr von Phosphor-Verlusten durch Auswaschung (PIHL und WERNER 1995, FROSSARD et al. 2004, KELLER und VAN DER ZEE 2004). Bei einer geringen Phosphor-Speicherkapazität führt eine ständig überhöhte Düngung rasch zu einem hohen Phosphor-Sättigungsgrad im Boden, und die Gefahr der Eutrophierung von Grundwasser und Oberflächengewässern nimmt zu (LOOKMAN et al. 1995).

Obwohl die Phosphor-Speicherkapazität und der Phosphor-Sättigungsgrad geeignete Indikatoren für die Abschätzung von Phosphor-Auswaschungsverlusten aus landwirtschaftlich genutzten Böden sind (LEINWEBER et al. 1999), liegen bisher nur wenige publizierte Untersuchungen von österreichischen Grünlandböden vor (BOHNER et al. 2013). Sowohl aus landwirtschaftlicher als auch aus wasserwirtschaftlicher Sicht stellen sich primär vier Fragen:

- Wie hoch sind die Werte für die Phosphor-Speicherkapazität und den Phosphor-Sättigungsgrad in verschiedenen Böden des Dauergrünlandes?
- In welchem Ausmaß wird der Phosphor-Sättigungsgrad durch die Grünlandbewirtschaftung beeinflusst?
- Gibt es Bodentypen, die eine besonders hohe oder niedrige Phosphor-Speicherkapazität aufweisen?
- Bestehen Zusammenhänge zwischen der Phosphor-Speicherkapazität bzw. dem Phosphor-Sättigungsgrad und den Phosphor-Fractionen, die in der offiziellen Düngerberatung für die Erstellung einer Phosphor-Düngeempfehlung verwendet werden?

Da im Rahmen der routinemäßigen Bodenuntersuchung bei Dauergrünland die Tiefenstufe 0-10 cm beprobt wird und Bewirtschaftungsmaßnahmen hauptsächlich im Oberboden wirksam werden, wurden die Phosphor-Speicherkapazität und der Phosphor-Sättigungsgrad in der Tiefenstufe 0-10 cm untersucht. Somit bestanden die Ziele dieser Studie darin, die Phosphor-Speicherkapazität und den Phosphor-Sättigungsgrad in repräsentativen Böden des Dauergrünlandes im Oberboden (0-10 cm Bodentiefe) zu ermitteln, die berechneten Werte in Beziehung zu unterschiedlichen Bodentypen, zur Düngung und Nutzungsintensität zu setzen sowie Zusammenhänge mit dem wasserlöslichen und CAL-löslichen Phosphor-Gehalt aufzuzeigen.

## Material und Methoden

### *Untersuchungsgebiet*

Die Untersuchungen wurden im Steirischen Ennstal und Steirischen Salzkammergut durchgeführt. Einige wenige Alm- und Gebirgsböden wurden auch in Oberkärnten (Villacher Alpe, Nockberge) beprobt. Geologisch können diese Gebiete den Nördlichen und Südlichen Kalkalpen, der Grauwackenzone und den östlichen Zentralalpen zugeordnet werden (SCHUSTER et al. 2013). Das Untersuchungsgebiet ist durch eine höhere Reliefenergie gekennzeichnet. Es weist in den Tal- und Beckenlagen im langjährigen Mittel (1971 - 2000) eine Juli-Temperatur von 15,7 bis 16,7 °C, eine Jänner-Temperatur von -4,2 bis -2,5 °C und eine Jahresmittel-Temperatur von 5,9 bis 7,3 °C auf. Der Jahres-Niederschlag variiert zwischen 970 und 1532 mm. Vor allem das Steirische Salzkammergut ist sehr niederschlags- und schneereich. In der Vegetationsperiode (April bis September) fallen etwa 59 bis 62 % des Jahres-Niederschlags. Die Schneedeckenperiode beträgt im langjährigen Mittel 82 bis 127 Tage im Jahr. Die Schwankungsbreite der frostfreien Tage reicht von 213 bis 238 Tage (ZAMG 2002). Im Untersuchungsgebiet herrscht somit ein relativ winterkaltes, sommerkühles, niederschlags- und schneereiches Klima. Die Vegetationsperiode ist verhältnismäßig kurz. Das Klima begünstigt die Grünlandwirtschaft und Viehzucht (Rinderhaltung). Im Untersuchungsgebiet ist daher der überwiegende Teil der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche Dauergrünland, während Ackerflächen nur vereinzelt vorkommen. Die Grünlandflächen werden hauptsächlich mit hofeigenem Wirtschaftsdünger (Rindergülle, Rindermist) gedüngt. Das Untersuchungsgebiet ist repräsentativ

für das Grünland im Berggebiet Österreichs und somit für diese Untersuchung besonders geeignet. Wegen der eher ungünstigen klimatischen und topografischen Verhältnisse sowie auf Grund der kleinbäuerlichen Betriebsstrukturen zählt das Untersuchungsgebiet – nach europäischen Maßstäben gemessen – zu den mäßig intensiv landwirtschaftlich genutzten Grünlandgebieten.

### Untersuchungsflächen

Die Seehöhe der Untersuchungsflächen schwankte zwischen 600 und 1920 m. Alle Probenahmeflächen waren nach vegetations- und feldbodenkundlichen Kriterien weitgehend homogen. Untersucht wurden typische Grünlandböden, vor allem Rendzinen, Kalklehm-Rendzinen, Pararendzinen, Braunerden, Kalkbraunlehme, Auböden, Augleye, Gleye und carbonathaltige Niedermoore. Damit wurde beinahe das gesamte Spektrum an Bodentypen und Wasserhaushaltsstufen im Untersuchungsgebiet erfasst. Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung war sehr vielfältig. Es wurden sowohl carbonatfreie als auch carbonathaltige Böden untersucht. Die Bodenreaktion reichte von sehr stark sauer bis schwach alkalisch. Die vorherrschenden Bodenarten waren lehmiger Sand, schluffiger Sand, sandiger Schluff, lehmiger Schluff, sandiger Lehm und schluffiger Lehm. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff schwankte zwischen 2,4 und 55,1 % (WEISSENSTEINER 2014). Ein wichtiges Kriterium bei der Auswahl der Probenahmefläche war eine praxisübliche Bewirtschaftung der Grünlandfläche. Es wurden alle im Untersuchungsgebiet möglichen Bewirtschaftungsformen (Dauerwiese, Mähweide, Dauerweide) und Nutzungsintensitäten (langjährig keine Nutzung bis regelmäßig fünf Nutzungen pro Jahr) berücksichtigt. Sowohl jahrzehntelang ungedüngte als auch regelmäßig gedüngte Grünlandflächen wurden beprobt. Damit wurde beinahe das gesamte Spektrum an Pflanzengesellschaften des Grünlandes im Untersuchungsgebiet abgedeckt.

### Methoden

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 239 Bodenproben aus der Tiefenstufe 0-10 cm für die chemischen Analysen gezogen. Die Probenahme erfolgte im Zeitraum 2007 bis 2013 jeweils während der Vegetationsperiode in Form einer flächenrepräsentativen Mischprobe. Auf regelmäßig gedüngten Flächen wurden die Proben immer vor der Düngung entnommen. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet, homogenisiert und bei 2 mm Maschenweite gesiebt. Auf Grund der speziellen Problemstellung (Phosphor-Speicherkapazität und Phosphor-Sättigungsgrad) wurden die Bodenanalysen auf den Phosphor und die Sesquioxide fokussiert. Zur Charakterisierung des allgemeinen Bodenzustandes wurden auch der pH-Wert und der Gehalt an organischem Kohlenstoff bestimmt. Der pH-Wert, die Redoxbedingungen sowie die Gehalte und Umsetzungen der organischen Substanz beeinflussen sehr wesentlich die Phosphor-Löslichkeit im Boden (WELP et al. 1983). Die Analysemethoden richteten sich nach der jeweiligen ÖNORM (pH-Wert in einer 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung mittels pH-Meter; organischer Kohlenstoff durch trockene Verbrennung mittels Elementaranalyse; Phosphor nach

der Calcium-Acetat-Lactat [CAL]-Methode mittels SFAS Autoanalyser; Phosphor im Wasserextrakt 1:20 mittels ICP-OES). Die Phosphor-Speicherkapazität (PSC) und der Phosphor-Sättigungsgrad (DPS) wurden folgendermaßen berechnet (ECKHARDT und LEINWEBER 1997):

$$PSC \text{ (in mmol kg}^{-1}\text{)} = 0,5 \times (Al_{ox} + Fe_{ox} + Mn_{ox})$$

$$DPS \text{ (in \%)} = 100 \times P_{ox} \times PSC^{-1}.$$

Die Gehalte an oxalatlöslichem Phosphor, Aluminium, Eisen und Mangan ( $P_{ox}$ ,  $Al_{ox}$ ,  $Fe_{ox}$ ,  $Mn_{ox}$ ) wurden nach SCHWERTMANN (1964) analysiert. Die Gehalte an oxalatlöslichem Aluminium, Eisen und Mangan repräsentieren die in Böden amorph vorliegenden Aluminium-, Eisen- und Mangan-Oxide, an die bei neutraler bis saurer Bodenreaktion Phosphor stark gebunden werden kann (KELLER und VAN DER ZEE 2004). Der Gehalt an oxalatlöslichem Phosphor ist ein Maß für die Menge des hauptsächlich an pedogene Aluminium-, Eisen- und Mangan-Oxide adsorbierten Phosphats (LEINWEBER et al. 1997). Die Gesamtelementgehalte an Aluminium, Eisen und Mangan wurden nach Mikrowellenaufschluss mit Königswasser bestimmt.

### Statistische Analysen

Die statistische Auswertung der Daten (Median, arithmetischer Mittelwert, Variationskoeffizient, KRUSKAL-WALLIS-Test, SPEARMAN-Rangkorrelation) erfolgte mit SPSS Statistics 21. Die Korrelationskoeffizienten sind signifikant auf dem Niveau 0,01 und hoch signifikant auf dem Niveau 0,001.

### Ergebnisse

In den *Tabellen 1* und *2* sind einzelne Phosphor-Fractionen, die Phosphor-Speicherkapazität und der Phosphor-Sättigungsgrad getrennt für terrestrische Talböden (Rendzinen, Kalklehm-Rendzinen, Pararendzinen, Braunerden, Kalkbraunlehme), hydromorphe Talböden (Auböden, Augleye, Gleye, Anmoore, carbonathaltige Niedermoore), Alm- und Gebirgsböden für die Tiefenstufe 0-10 cm angeführt. Erwartungsgemäß schwankten die Werte in weiten Grenzen, weil das Spektrum der untersuchten Böden, Bewirtschaftungsformen und Nutzungsintensitäten sehr breit war. Die Streuung war vor allem bei den hydromorphen Talböden ausgesprochen hoch. Die untersuchten terrestrischen Talböden wiesen in den obersten 10 cm im Median einen deutlich höheren oxalatlöslichen Phosphor-Gehalt und Phosphor-Sättigungsgrad als die hydromorphen Talböden auf; der wasserlösliche Phosphor-Gehalt war hingegen vergleichsweise niedriger. Die Gehalte an CAL-löslichem Phosphor waren sowohl in den terrestrischen als auch in den hydromorphen Talböden – bewertet nach den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW 2006) – meist sehr niedrig. Allerdings wurden in den terrestrischen Talböden vereinzelt auch sehr hohe CAL-Werte festgestellt. Der Maximalwert lag bei 204 mg P pro kg Feinboden. In den hydromorphen Talböden war der Maximalwert mit 111 mg P pro kg Feinboden deutlich niedriger. Die Mediane der Phosphor-Speicherkapazität variierten in den untersuchten Bodengruppen von 101 bis 178 mmol pro kg Feinboden. Bemerkenswert ist, dass die hydromorphen Talböden in den obersten 10 cm keine

**Tabelle 1: pH-Wert, C<sub>org</sub>-Gehalt, ausgewählte Phosphor-Fractionen, Phosphor-Speicherkapazität und Phosphor-Sättigungsgrad in terrestrischen und hydromorphen Talböden in der Tiefenstufe 0-10 cm.**

	terrestrische Talböden (n = 106)							hydromorphe Talböden (n = 106)						
	pH CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %	H <sub>2</sub> O-P mg kg <sup>-1</sup>	CAL-P mg kg <sup>-1</sup>	P <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	PSC mmol kg <sup>-1</sup>	DPS %	pH CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %	H <sub>2</sub> O-P mg kg <sup>-1</sup>	CAL-P mg kg <sup>-1</sup>	P <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	PSC mmol kg <sup>-1</sup>	DPS %
Median	5,6	4,2	7	21	540	102	20	5,9	36,6	9	21	279	101	10
MW	5,8	4,3	9	27	599	97	21	6,0	29,2	24	28	331	111	11
V (%)	15	21	71	90	54	34	50	11	58	128	84	66	63	53
Min	4,4	2,6	1	1	67	24	3	4,6	2,4	1	1	54	19	1
Max	7,4	7,5	36	204	1881	164	52	7,2	55,1	132	111	1051	347	28

n = Anzahl der Bodenanalysen; MW = arithmetischer Mittelwert; V (%) = Variationskoeffizient; Min = Minimum; Max = Maximum; H<sub>2</sub>O-P = wasserlöslicher Phosphor-Gehalt; CAL-P = CAL-löslicher Phosphor-Gehalt; P<sub>ox</sub> = Gehalt an oxalateextrahierbarem Phosphor; PSC = Phosphor-Speicherkapazität; DPS = Phosphor-Sättigungsgrad

**Tabelle 2: pH-Wert, C<sub>org</sub>-Gehalt, ausgewählte Phosphor-Fractionen, Phosphor-Speicherkapazität und Phosphor-Sättigungsgrad in Alm- und Gebirgsböden in der Tiefenstufe 0-10 cm.**

	Alm- und Gebirgsböden (n = 27)						
	pH CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %	H <sub>2</sub> O-P mg kg <sup>-1</sup>	CAL-P mg kg <sup>-1</sup>	P <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	PSC mmol kg <sup>-1</sup>	DPS %
Median	4,5	14,6	14	28	865	178	17
MW	4,5	14,9	18	34	942	175	18
V (%)	22	30	97	55	36	30	41
Min	3,2	4,1	3	6	399	76	9
Max	6,3	21,9	82	82	1583	248	42

n = Anzahl der Bodenanalysen; MW = arithmetischer Mittelwert; V (%) = Variationskoeffizient; Min = Minimum; Max = Maximum; H<sub>2</sub>O-P = wasserlöslicher Phosphor-Gehalt; CAL-P = CAL-löslicher Phosphor-Gehalt; P<sub>ox</sub> = Gehalt an oxalateextrahierbarem Phosphor; PSC = Phosphor-Speicherkapazität; DPS = Phosphor-Sättigungsgrad

niedrigere Phosphor-Speicherkapazität als die terrestrischen Talböden aufwiesen. Beim Phosphor-Sättigungsgrad schwankten die Mediane in den untersuchten Bodengruppen zwischen 10 und 20 %. Auffallend hohe Werte (über 30 %) wurden vereinzelt in den terrestrischen Talböden sowie in den Alm- und Gebirgsböden festgestellt. In den untersuchten Alm- und Gebirgsböden waren die Gehalte an wasserlöslichem, CAL-löslichem und oxalatlöslichem Phosphor sowie die Phosphor-Speicherkapazität im Median höher als in den Talböden. Die Alm- und Gebirgsböden wiesen in den obersten 10 cm meist sehr hohe Humus-Gehalte und niedrige pH-Werte auf.

In den Tabellen 3 und 4 sind die Gehalte an oxalateextrahierbarem Aluminium, Eisen und Mangan sowie das Verhältnis zwischen Gesamtelementgehalt und oxalateextrahierbarem

Anteil für die Tiefenstufe 0-10 cm angeführt. Die Summe der Gehalte an oxalateextrahierbarem Aluminium, Eisen und Mangan (oxalateextrahierbare Sesquioxide) war im Median in den untersuchten Alm- und Gebirgsböden am höchsten und in den hydromorphen Talböden am niedrigsten. Sowohl in den Tal- als auch in den Alm- und Gebirgsböden dominierte das oxalateextrahierbare Eisen. Das oxalateextrahierbare Mangan war mengenmäßig gegenüber dem Eisen und Aluminium von geringer Bedeutung. Das Verhältnis Al<sub>ox</sub> : Fe<sub>ox</sub> : Mn<sub>ox</sub> (jeweils Mediane) betrug in den terrestrischen Talböden 1 : 2,80 : 0,28, in den hydromorphen Talböden 1 : 4,53 : 0,21 und in den Alm- und Gebirgsböden 1 : 2,61 : 0,05. Sowohl in den Tal- als auch in den Alm- und Gebirgsböden nahm das Verhältnis zwischen Gesamtelementgehalt und oxalateextrahierbarem Anteil in der Rangfolge Aluminium > Eisen > Mangan ab. Erwartungsgemäß war das Verhältnis Al<sub>i</sub> : Al<sub>ox</sub> säurebedingt in den Alm- und Gebirgsböden und das Fe<sub>i</sub> : Fe<sub>ox</sub>-Verhältnis reduktionsbedingt in den hydromorphen Talböden am niedrigsten.

In der Tabelle 5 sind ausgewählte Bodenkennwerte in Abhängigkeit von der Düngung und Nutzungsintensität für die Tiefenstufe 0-10 cm angeführt. Streuwiesen, ein- und zweischrittige Wiesen, Hutweiden und Almweiden wurden der extensiven Nutzungskategorie zugeordnet; drei- und mehrschrittige Wiesen, Mähweiden und Kulturweiden wurden in der intensiven Nutzungskategorie zusammengefasst. Langjährig nicht mehr genutzte Grünlandflächen blieben bei der Auswertung der Daten unberücksichtigt. Um eine Überrepräsentation der Streuwiesen im Datenmaterial zu vermeiden, wurde der Stichprobenumfang bei diesem Vegetationstyp durch Zufallsauswahl um die Hälfte reduziert. Erwartungsgemäß wiesen regelmäßig gedüngte bzw. intensiv genutzte Grünlandböden höhere Gehalte an

**Tabelle 3: Oxalateextrahierbares Aluminium, Eisen und Mangan (0-10 cm Bodentiefe).**

	terrestrische Talböden (n = 106)				hydromorphe Talböden (n = 106)				Alm- und Gebirgsböden (n = 27)			
	Al <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Fe <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Mn <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	S <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Al <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Fe <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Mn <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	S <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Al <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Fe <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Mn <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	S <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>
Median	2103	5885	590	9072	1465	6641	304	8776	4002	10434	206	16074
MW	2113	5821	676	8618	1625	8656	370	10651	4206	10357	447	14897
V (%)	41	38	68	34	71	81	80	69	42	35	130	31
Min	530	1071	118	2143	189	1403	22	1812	1135	3501	9	6012
Max	4285	12085	2633	15387	6257	37075	1677	38053	8153	18030	2582	22783

n = Anzahl der Bodenanalysen; MW = arithmetischer Mittelwert; V (%) = Variationskoeffizient; Min = Minimum; Max = Maximum; Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub>, Mn<sub>ox</sub> = Gehalt an oxalateextrahierbarem Aluminium, Eisen, Mangan; S<sub>ox</sub> = Gehalt an oxalateextrahierbaren Sesquioxiden (Al<sub>ox</sub>+Fe<sub>ox</sub>+Mn<sub>ox</sub>)

Tabelle 4: Verhältnis Gesamtelementgehalt zu oxalatextrahierbarem Anteil (0-10 cm Bodentiefe).

	terrestrische Talböden (n = 106)			hydromorphe Talböden (n = 106)			Alm- und Gebirgsböden (n = 27)		
	Al <sub>t</sub> : Al <sub>ox</sub>	Fe <sub>t</sub> : Fe <sub>ox</sub>	Mn <sub>t</sub> : Mn <sub>ox</sub>	Al <sub>t</sub> : Al <sub>ox</sub>	Fe <sub>t</sub> : Fe <sub>ox</sub>	Mn <sub>t</sub> : Mn <sub>ox</sub>	Al <sub>t</sub> : Al <sub>ox</sub>	Fe <sub>t</sub> : Fe <sub>ox</sub>	Mn <sub>t</sub> : Mn <sub>ox</sub>
Median	8	5	1	6	2	1	4	3	2
MW	9	5	2	8	4	2	5	3	2
V (%)	34	33	64	67	95	52	67	35	54
Min	5	3	1	2	1	1	3	1	1
Max	22	11	8	22	16	5	20	5	6

n = Anzahl der Bodenanalysen; MW = arithmetischer Mittelwert; V (%) = Variationskoeffizient; Min = Minimum; Max = Maximum; Al<sub>t</sub>, Fe<sub>t</sub>, Mn<sub>t</sub> = Gesamtelementgehalt an Aluminium, Eisen, Mangan; Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub>, Mn<sub>ox</sub> = Gehalt an oxalatextrahierbarem Aluminium, Eisen, Mangan

Tabelle 5: Bodenkennwerte in Abhängigkeit von der Düngung und Nutzungsintensität (Mediane) in der Tiefenstufe 0-10 cm.

	H <sub>2</sub> O-P mg kg <sup>-1</sup>	CAL-P mg kg <sup>-1</sup>	P <sub>ox</sub> mg kg <sup>-1</sup>	PSC mmol kg <sup>-1</sup>	DPS %
ungedüngt (n = 66)	5	13	325	90	11
gedüngt (n = 110)	8	22	570	105	19
extensiv (n = 95)	5	14	407	100	15
intensiv (n = 74)	8	24	629	105	21

n = Anzahl der Bodenanalysen; H<sub>2</sub>O-P = wasserlöslicher Phosphor-Gehalt; CAL-P = CAL-löslicher Phosphor-Gehalt; P<sub>ox</sub> = Gehalt an oxalatextrahierbarem Phosphor; PSC = Phosphor-Speicherkapazität; DPS = Phosphor-Sättigungsgrad

wasserlöslichem, CAL-löslichem und oxalatextrahierbarem Phosphor als langjährig ungedüngte bzw. extensiv genutzte Böden auf; die Phosphor-Speicherkapazität und der Phosphor-Sättigungsgrad waren ebenfalls vergleichsweise höher. Bemerkenswert ist, dass auch in den regelmäßig gedüngten bzw. intensiv genutzten Grünlandböden die Gehalte an CAL-löslichem Phosphor – bewertet nach den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW 2006) – im Median sehr niedrig waren.

In der *Abbildung 1* ist die Phosphor-Speicherkapazität in Abhängigkeit vom Bodentyp dargestellt. Erwartungsgemäß war die Phosphor-Speicherkapazität in den carbonathaltigen A-C-Böden (Rendzinen, Kalklehm-Rendzinen, Pararendzinen) am niedrigsten. Unerwartet hoch war sie hingegen in den Anmooren und carbonathaltigen Niedermooren. Bemerkenswert ist ferner, dass die Braunerden im Median eine höhere Phosphor-Speicherkapazität als die Kalkbraunlehme aufwiesen.

In der *Tabelle 6* sind ausgewählte Korrelationskoeffizienten (SPEARMAN-Rangkorrelation) angeführt. Die Korrelationskoeffizienten waren mit wenigen Ausnahmen nicht sehr hoch. Die Phosphor-Speicherkapazität korrelierte hoch signifikant positiv mit dem CAL-löslichen Phosphor-Gehalt in den terrestrischen Talböden sowie mit dem oxalatlöslichen Phosphor-Gehalt in den terrestrischen und hydromorphen Talböden. Demgegenüber wurden hoch signifikante bzw. signifikante negative Korrelationen zwischen der Phosphor-Speicherkapazität und dem wasserlöslichen und CAL-löslichen Phosphor-Gehalt in den Alm- und Gebirgsböden sowie dem wasserlöslichen Phosphor-Gehalt in den hydromorphen Talböden festgestellt. Unter den Sesquioxiden wies das oxalatextrahierbare Eisen in den Talböden den höchsten positiven Korrelationskoeffizienten auf, in den Alm- und Gebirgsböden war es das oxalatextrahierbare Aluminium. Der Phosphor-Sättigungsgrad korrelierte hoch signifikant

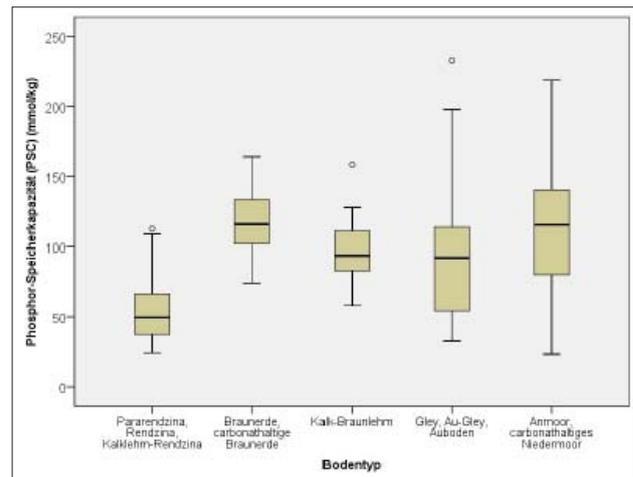


Abbildung 1: Phosphor-Speicherkapazität in Abhängigkeit vom Bodentyp.

bzw. signifikant positiv mit dem wasserlöslichen und CAL-löslichen Phosphor-Gehalt in den terrestrischen Talböden sowie mit dem wasserlöslichen und CAL-löslichen Phosphor-Gehalt in den Alm- und Gebirgsböden. Demgegenüber war die Korrelation zwischen dem Phosphor-Sättigungsgrad und dem wasserlöslichen Phosphor-Gehalt in den hydromorphen Talböden signifikant negativ. Erwartungsgemäß korrelierte der Phosphor-Sättigungsgrad hoch signifikant positiv mit dem Gehalt an oxalatextrahierbarem Phosphor in allen untersuchten Bodengruppen. Zu den Sesquioxiden bestanden hoch signifikante bzw. signifikante negative Korrelationen mit dem oxalatextrahierbaren Eisen in den hydromorphen Talböden sowie mit dem oxalatextrahierbaren Aluminium in den terrestrischen Talböden, Alm- und Gebirgsböden.

## Diskussion

Datengrundlage für diese Untersuchung zu Phosphor-Speicherkapazität und Phosphor-Sättigungsgrad in österreichischen Böden des Dauergrünlandes waren 239 Bodenuntersuchungen, die vorwiegend im Steirischen Ennstal und Steirischen Salzkammergut auf landwirtschaftlichen Betrieben durchgeführt wurden. Das Untersuchungsgebiet eignet sich für diese Studie besonders gut, weil

- es repräsentativ für das Grünland im österreichischen Berggebiet ist,
- aus klimatischen, geologischen, geomorphologischen und lithologischen Gründen eine Vielzahl an Boden- und

Tabelle 6: Ausgewählte Korrelationskoeffizienten (SPEARMAN-Rangkorrelation).

	H <sub>2</sub> O-P	CAL-P	P <sub>ox</sub>	Al <sub>ox</sub>	Fe <sub>ox</sub>	Mn <sub>ox</sub>
PSC - terrestrische Talböden (n=106)	-0,050	0,315	0,595	0,824	0,872	0,422
<i>Sig (2-seitig)</i>	<i>0,614</i>	<i>0,001</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>
PSC - hydromorphe Talböden (n=106)	-0,248	-0,178	0,535	0,591	0,952	0,352
<i>Sig (2-seitig)</i>	<i>0,010</i>	<i>0,068</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>
PSC - Alm- und Gebirgsböden (n=27)	-0,588	-0,493	0,355	0,800	0,548	0,579
<i>Sig (2-seitig)</i>	<i>0,001</i>	<i>0,009</i>	<i>0,069</i>	<i>0,000</i>	<i>0,003</i>	<i>0,002</i>
DPS - terrestrische Talböden (n=106)	0,351	0,290	0,622	-0,330	-0,074	-0,190
<i>Sig (2-seitig)</i>	<i>0,000</i>	<i>0,003</i>	<i>0,000</i>	<i>0,001</i>	<i>0,453</i>	<i>0,051</i>
DPS - hydromorphe Talböden (n=106)	-0,262	-0,200	0,544	0,197	-0,452	0,187
<i>Sig (2-seitig)</i>	<i>0,007</i>	<i>0,040</i>	<i>0,000</i>	<i>0,043</i>	<i>0,000</i>	<i>0,055</i>
DPS - Alm- und Gebirgsböden (n=27)	0,722	0,733	0,626	-0,500	-0,037	-0,471
<i>Sig (2-seitig)</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	<i>0,000</i>	<i>0,008</i>	<i>0,854</i>	<i>0,013</i>

n = Anzahl der Bodenanalysen; H<sub>2</sub>O-P = wasserlöslicher Phosphor-Gehalt; CAL-P = CAL-löslicher Phosphor-Gehalt; P<sub>ox</sub>, Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub>, Mn<sub>ox</sub> = Gehalt an oxalateextrahierbarem Phosphor, Aluminium, Eisen, Mangan; PSC = Phosphor-Speicherkapazität; DPS = Phosphor-Sättigungsgrad

Vegetationstypen auf relativ kleinem Raum vorhanden ist,

- auf Grund der topografischen Verhältnisse (hohe Vielfalt an Geländeformen) und kleinbäuerlichen Betriebsstrukturen eine große Amplitude der Bewirtschaftungsformen und Nutzungsintensitäten im Dauergrünland gegeben ist.

Da die Redoxbedingungen einen großen Einfluss auf die Phosphor-Löslichkeit im Boden haben (WELP et al. 1983) und es fundamentale Unterschiede in der Bewirtschaftung zwischen Tal- und Gebirgsstandorten gibt, wurden für die Auswertung der Daten die Böden nach ihrer Seehöhe und ihrem Wasserregime in drei Gruppen eingeteilt. Vor allem im Wirtschaftsgrünland werden einige Bodenparameter sehr wesentlich durch Bewirtschaftungsmaßnahmen (insbesondere Düngung) verändert. Das Ausmaß dieser Veränderung ist von der Art und Intensität der jeweiligen Maßnahme abhängig. Auf Grund der unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den einzelnen Grünlandflächen und wegen des breiten Spektrums an untersuchten Bodentypen streuten die gemessenen und berechneten Bodenparameter trotz Gruppeneinteilung innerhalb weiter Grenzen. Auf Grund der asymmetrischen Verteilung der Daten war der Median meist niedriger als der arithmetische Mittelwert.

Die terrestrischen Talböden wiesen in den obersten 10 cm im Median einen deutlich höheren oxalatlöslichen Phosphor-Gehalt und Phosphor-Sättigungsgrad als die hydromorphen Talböden auf. Auch die Maximalwerte waren beträchtlich größer. Die höheren Düngergaben in den intensiver genutzten terrestrischen Talböden dürften für die Phosphor-Anreicherung im Oberboden hauptverantwortlich sein. In den carbonathaltigen Niedermooren hingegen war der Gehalt an wasserlöslichem Phosphor meist sehr hoch. Ursachen dafür sind vermutlich die häufigen und länger andauernden reduzierenden Bedingungen in den nicht entwässerten Moorböden sowie die geringen Phosphor-Entzüge der Moorpflanzen. Unter reduzierenden Bedingungen steigt der Phosphor-Gehalt in der Bodenlösung infolge reduktiver Auflösung Phosphor-haltiger Eisen(III)-Oxide an (HOLFORD und PATRICK 1979, WELP et al. 1983). Generell laufen bei niedrigen Boden-pH-Werten Reduktionsprozesse leichter (bei höherem Redoxpotenzial) als bei hohen pH-Werten ab (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002). Daher

ist vor allem in sauren Moorböden der Gehalt an wasserlöslichem Phosphor oft sehr hoch (SCHEFFER 1977). In den humusreichen, sauren Alm- und Gebirgsböden waren die Gehalte an wasserlöslichem, CAL-löslichem und oxalateextrahierbarem Phosphor im Median höher als in den Talböden. In stark sauren Böden werden Phosphate auch durch protolytische Auflösung Phosphor-haltiger Verbindungen in beträchtlichem Ausmaß mobilisiert (WELP et al. 1983). Daher und wegen der geringen Phosphor-Entzüge der Gebirgspflanzen weisen stark versauerte Alm- und Gebirgsböden häufig sehr hohe Gehalte an wasserlöslichem und CAL-löslichem Phosphor im Oberboden auf (BOHNER 2010). Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, dass sowohl häufige und länger andauernde reduzierende Bedingungen im Boden als auch niedrige Boden-pH-Werte die Löslichkeit der Phosphate und somit auch deren Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit begünstigen. Daher darf angenommen werden, dass vor allem saure, nicht entwässerte Moorböden sowie stark saure Alm- und Gebirgsböden einen geringen Phosphor-Düngerbedarf besitzen.

In dieser Arbeit wurde die Phosphor-Speicherkapazität aus der Summe von oxalateextrahierbarem Aluminium, Eisen und Mangan berechnet. Durch die Nichtberücksichtigung des oxalateextrahierbaren Mangans und die unterschiedliche Probenahmetiefe sind die Werte von KELLER und VAN DER ZEE (2004) mit den hier präsentierten nicht streng vergleichbar. Die berechnete Phosphor-Speicherkapazität gilt außerdem nur für carbonatfreie, saure und sandige Böden (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002). In der vorliegenden Arbeit wurden auch carbonathaltige, schwach alkalische Böden mitberücksichtigt, um die Bedeutung der amorphen Sesquioxide für die Phosphor-Speicherkapazität in diesen Böden beurteilen zu können. Die untersuchten Grünlandböden wiesen in den obersten 10 cm auf Grund der hohen Gehalte an amorphen Sesquioxiden meist eine große Phosphor-Speicherkapazität auf. Der Median lag in den terrestrischen Talböden, hydromorphen Talböden, Alm- und Gebirgsböden bei 102, 101 und 178 mmol pro kg Feinboden. In einem anderen österreichischen Naturraum (Innviertel, Molassezone) wurde mit durchschnittlich 92 mmol pro kg Feinboden ebenfalls eine hohe Phosphor-Speicherkapazität im Oberboden von Grünlandböden festgestellt (BOHNER

et al. 2013). Ähnliche Werte wurden auch von KELLER und VAN DER ZEE (2004) in der Schweiz ermittelt; in intensiv genutzten Grünlandböden betrug die Phosphor-Speicherkapazität in den obersten 5 cm im Durchschnitt 91 mmol pro kg Feinboden. In den von uns untersuchten Grünlandböden war der Phosphor-Sättigungsgrad in den obersten 10 cm mit wenigen Ausnahmen niedrig. Der Median lag in den terrestrischen Talböden, hydromorphen Talböden, Alm- und Gebirgsböden bei 20 %, 10 % und 17 %. In den intensiv genutzten schweizerischen Grünlandböden betrug der Phosphor-Sättigungsgrad in der Tiefenstufe 0-5 cm im Durchschnitt 48 %; er variierte zwischen 22 % in einer extensiv genutzten Dauerwiese, die 14 Jahre nicht gedüngt wurde, und 88 % in einer stark gedüngten Mähwiese (KELLER und VAN DER ZEE 2004). In der internationalen Literatur wird angenommen, dass der Boden dann mit Phosphor gesättigt ist, wenn der Phosphor-Sättigungsgrad den Wert von 30 % erreicht (SCHOETERS et al. 1995, DE SMET et al. 1996, LEINWEBER et al. 1997). Dieser Grenzwert wurde in 9 % der 239 von uns untersuchten Bodenproben (22mal) überschritten. Der Maximalwert mit einem Phosphor-Sättigungsgrad von 52 % wurde in einem häufig betretenen und stark mit Harn und Kot der Weidetiere gedüngten Trittrasen festgestellt. In diesem übernutzten Weideboden wurde mit 204 mg pro kg Feinboden auch der Maximalwert an CAL-löslichem Phosphor ermittelt; der wasserlösliche Phosphor-Gehalt war mit 21 mg pro kg Feinboden ebenfalls sehr hoch. Generell wurden hohe Phosphor-Sättigungsgrade unabhängig von den unterschiedlichen Bodentypen und Ausgangsmaterialien der Bodenbildung vor allem in übernutzten Weideböden und stark gedüngten Wiesenböden festgestellt. Diese Flächen besitzen ein erhöhtes Phosphor-Austragspotenzial, weshalb die jährlich ausgebrachte Düngermenge reduziert werden sollte. Allerdings wurden auch in einigen wenigen extensiv und nicht mehr genutzten Flächen Grenzwertüberschreitungen beobachtet. Sowohl stark saure Braunerden im Gebirge als auch schwach alkalische Kalklehm-Rendzinen in den Tallagen waren davon betroffen. In den untersuchten Grünlandböden dürfte auf Grund der meist hohen Phosphor-Speicherkapazität und wegen dem überwiegend niedrigen Phosphor-Sättigungsgrad die Gefahr einer erhöhten Phosphor-Auswaschung mit dem Sickerwasser im Falle einer standortangepassten Bewirtschaftung, sachgerechten Düngung und bei durchschnittlichen Witterungsverhältnissen gering sein. Dies bestätigen auch Messergebnisse von mehrjährigen Lysimeteruntersuchungen (BOHNER et al. 2007). Grünlandböden mit hoher Phosphor-Speicherkapazität und niedrigem Phosphor-Sättigungsgrad tolerieren kurz- bis mittelfristig auch höhere Phosphor-Düngergaben, ohne dass es gleichzeitig zu einem starken Anstieg der Phosphor-Konzentration im Bodenwasser kommt (BOHNER und ROHRER 2013). Wenn allerdings durch ständig überhöhte Düngergaben das Phosphor-Speichervermögen allmählich überschritten wird, nehmen die Phosphor-Auswaschungsverluste stark zu (PIHL und WERNER 1995, LOOKMAN et al. 1995, DE SMET et al. 1996).

In den regelmäßig gedüngten und intensiv genutzten Grünlandböden waren die Gehalte an wasserlöslichem, CAL-löslichem und oxalatextrahierbarem Phosphor in

den obersten 10 cm im Median deutlich höher als in den langjährig ungedüngten und extensiv genutzten Flächen. Auf Grund zahlreicher Untersuchungen (z.B. PIHL und WERNER 1995, LEINWEBER et al. 1999, KELLER und VAN DER ZEE 2004, BOHNER 2005, 2008) darf angenommen werden, dass diese Differenzen im Phosphor-Gehalt primär aus der Phosphor-Anreicherung durch Düngung und nicht aus einer Phosphor-Verarmung infolge unterlassener Düngung resultieren. Alle drei Phosphor-Fraktionen differenzieren einwandfrei zwischen regelmäßig gedüngten bzw. intensiv genutzten und langjährig ungedüngten bzw. extensiv genutzten Grünlandflächen. Folglich können diese Fraktionen auch für die Beurteilung und Bewertung des Phosphor-Versorgungszustandes von Grünlandböden verwendet werden. Allerdings müssen die Standortfaktoren und Bodeneigenschaften, die die Phosphor-Verfügbarkeit beeinflussen, mitberücksichtigt werden. Der Phosphor-Sättigungsgrad wurde in der Tiefenstufe 0-10 cm durch Düngung und intensive Nutzung ebenfalls erhöht. Der Median lag in den ungedüngten bzw. extensiv genutzten Grünlandböden bei 11 bzw. 15 % und in den gedüngten bzw. intensiv genutzten Böden bei 19 bzw. 21 %. Auf Grund dieser Untersuchungsergebnisse darf angenommen werden, dass langjährig ungedüngte bzw. extensiv genutzte Grünlandflächen im Allgemeinen ein geringeres Phosphor-Austragspotenzial aufweisen als regelmäßig gedüngte bzw. intensiv genutzte Flächen und dass der Oberboden von stark gedüngten Grünlandflächen eine potenzielle Quelle für den Phosphor-Austrag darstellt. Die untersuchten Grünlandböden wiesen in den obersten 10 cm meist sehr niedrige Gehalte an CAL-löslichem Phosphor auf. In den gedüngten Böden lag der Median bei 22 mg pro kg Feinboden (arithmetischer Mittelwert: 29 mg), in den ungedüngten Böden hingegen bei 13 mg pro kg Feinboden (arithmetischer Mittelwert: 19 mg). Daraus kann gefolgert werden, dass in der Tiefenstufe 0-10 cm der Gehalt an CAL-löslichem Phosphor bei den ungedüngten und extensiv genutzten Böden des Dauergrünlandes im Bereich von 10 bis 20 mg pro kg Feinboden liegen dürfte. Niedrige Gehalte an CAL-löslichem Phosphor wurden in österreichischen Grünlandböden bereits mehrfach festgestellt (GERZABEK et al. 2004, HEINZLMAIER et al. 2005, BOHNER und EDER 2006, BOHNER und SCHINK 2007). Die regelmäßig gedüngten bzw. intensiv genutzten Grünlandböden wiesen in den obersten 10 cm im Median einen oxalatextrahierbaren Phosphor-Gehalt von 570 bzw. 629 mg pro kg Feinboden auf. Diese Gehalte entsprechen größenordnungsmäßig etwa jenen intensiv genutzter Grünlandböden der Schweiz, in denen der Median in den obersten 5 cm bei 658 mg pro kg Feinboden lag (KELLER und VAN DER ZEE 2004).

In den untersuchten Alm- und Gebirgsböden waren die Gehalte an oxalatextrahierbarem Eisen und Aluminium in den obersten 10 cm meist sehr hoch und jene an Mangan sehr niedrig. Die Bodenversauerung ist dafür hauptverantwortlich. Eine pH-Erniedrigung erhöht den Gehalt an oxalatextrahierbarem Eisen und Aluminium im Boden durch Steigerung der Verwitterungsintensität (WIECHMANN 1968). Deshalb verengt sich mit zunehmender Bodenversauerung das  $Al_t : Al_{ox}$ - und  $Fe_t : Fe_{ox}$ -Verhältnis im Boden; gleichzeitig findet eine Mangan-Verarmung statt. Das durch

intensive Mineralverwitterung freigesetzte Aluminium und Eisen wird in humusreichen, sauren Gebirgsböden – im Gegensatz zum Mangan – bevorzugt von der organischen Bodenfestphase komplexiert und austauschbar gebunden (BOHNER 2010). Außerdem reichern sich in Bodenhorizonten mit höherem Humusgehalt und niedrigem pH-Wert amorphe Eisen- und Aluminium-Oxide an (LOOKMAN et al. 1995). Der hohe Gehalt an oxalatextrahierbarem Eisen und Aluminium in den untersuchten humusreichen, sauren Alm- und Gebirgsböden dürfte daher sowohl mit einer starken Komplexbildung von Aluminium und Eisen mit der organischen Bodensubstanz als auch mit einem Reichtum an amorphen Eisen- und Aluminium-Oxiden zusammenhängen. Deshalb waren in den untersuchten Alm- und Gebirgsböden die Phosphor-Speicherkapazität und der oxalatextrahierbare Phosphor-Gehalt meist sehr hoch. Bei starker Bodenversauerung können auf nicht mehr genutzten Flächen auch hohe Phosphor-Sättigungsgrade auftreten. Die Ursache dafür ist noch nicht bekannt. Denkbar ist folgendes: bei starker Bodenversauerung ist die Komplexbildung von Aluminium mit der organischen Bodensubstanz und somit auch die Bindung der Phosphate gering (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002). Daraus resultieren einerseits ein hoher Gehalt an wasserlöslichem Phosphor und andererseits eine hohe Phosphor-Sättigung der bei sehr niedrigen Boden-pH-Werten noch sorptionsaktiven Oberflächen. Auch der fehlende Phosphor-Entzug durch Beweidung trägt dazu bei. Die signifikant negative Korrelation zwischen dem oxalatextrahierbaren Aluminium und dem Phosphor-Sättigungsgrad unterstützt diese Vermutung.

Die untersuchten Bodentypen unterschieden sich deutlich in ihrer Phosphor-Speicherkapazität. Erwartungsgemäß war die Phosphor-Speicherkapazität in den carbonathaltigen A-C-Böden (Rendzinen, Kalklehm-Rendzinen, Pararendzinen) am niedrigsten. Allerdings wird in carbonathaltigen, neutralen bis alkalischen Böden der Phosphor auch durch Bindung von Calcium-Phosphaten und Bindung an Carbonate gut gespeichert (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002). Diese wichtigen Formen der Phosphor-Retention werden jedoch bei der berechneten Phosphor-Speicherkapazität und folglich auch beim Phosphor-Sättigungsgrad nicht berücksichtigt. Gleichzeitig extrahiert aber die Oxalatlösung auch einen größeren Anteil der Calcium-Phosphate (SCHWEITZER und PAGEL 2001). Deshalb können sogar ungedüngte Kalklehm-Rendzinen mitunter hohe Phosphor-Sättigungsgrade aufweisen. Da in carbonathaltigen A-C-Böden neben den amorphen Sesquioxiden auch Carbonate an der Phosphor-Speicherung beteiligt sind und Fällungsreaktionen von Calcium-Ionen mit Phosphat-Ionen stattfinden, darf angenommen werden, dass in diesen Böden das Phosphor-Auswaschungspotenzial keinesfalls erhöht ist. Unerwartet hoch war die Phosphor-Speicherkapazität in den Anmooren und carbonathaltigen Niedermooren. Diese Böden wiesen in den obersten 10 cm meist sehr hohe Gehalte an oxalatextrahierbarem Eisen und ein enges  $Fe_t : Fe_{ox}$ -Verhältnis auf. Offensichtlich werden in carbonathaltigen Niedermooren durch Reoxidationsprozesse reichlich amorphe Eisen-Oxide gebildet, die Phosphate sehr gut speichern können. Auch eine starke Komplexbildung von Eisen und Aluminium mit der organischen Bodensubstanz

dürfte zur Phosphor-Bindung beitragen. Diese Form der Phosphor-Speicherung findet auch in Moorböden statt (SCHLICHTING et al. 2002). Aus der Literatur ist bekannt, dass carbonathaltige Niedermoore eine deutlich höhere Phosphor-Speicherkapazität als carbonatfreie Nieder- und Hochmoore besitzen (SCHEFFER und BLANKENBURG 1983). Vor allem stark saure Hochmoore weisen infolge geringer metallorganischer Komplexbildung und wegen dem weitgehenden Fehlen von amorphen Sesquioxiden eine geringe Phosphor-Speicherkapazität auf; folglich sind die Gehalte an wasserlöslichem Phosphor und das Phosphor-Austragspotenzial relativ hoch (SCHEFFER und BLANKENBURG 1978, KUNTZE und SCHEFFER 1979). Dieser Bodentyp ist daher bei regelmäßiger Düngung für eine Gewässereutrophierung prädestiniert. Die Phosphor-Speicherkapazität war bei den untersuchten Bodentypen in den Braunerden am höchsten. Braunerden mit hoher Phosphor-Speicherkapazität und niedrigem Phosphor-Sättigungsgrad sind im Hinblick auf die Gefahr einer Gewässereutrophierung günstig zu beurteilen. Die Braunerde zählt im österreichischen Grünland zu den flächenmäßig bedeutendsten Bodentypen. In den Braunerden war die Phosphor-Speicherkapazität wider Erwarten höher als in den Kalkbraunlehmen. Die Ursache dafür könnte eine geringere Extrahierbarkeit der Eisen-Oxide in Lehm- und Tonböden sein (SCHWERTMANN 1964). Da neben den amorphen Sesquioxiden auch Tonminerale zur Adsorption von Phosphaten beitragen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2002), darf angenommen werden, dass Kalkbraunlehme den Phosphor ebenfalls gut speichern können. Untersuchungen in Belgien haben gezeigt, dass lehmige Böden oft eine höhere Phosphor-Speicherkapazität als sandige Böden aufweisen (LOOKMAN et al. 1995). Auch finnische Böden speichern Phosphor umso besser, je tonreicher sie sind (HARTIKAINEN 1982).

Die Phosphor-Speicherkapazität korrelierte hoch signifikant positiv mit dem oxalatextrahierbaren Phosphor-Gehalt in den terrestrischen und hydromorphen Talböden. In den Alm- und Gebirgsböden war der Korrelationskoeffizient ebenfalls positiv, allerdings nicht signifikant. Die positiven Korrelationen waren zu erwarten und dokumentieren die große Bedeutung der amorphen Sesquioxide für die Phosphor-Speicherung in Grünlandböden. Sowohl in den hydromorphen Talböden als auch in den Alm- und Gebirgsböden wurden signifikante bzw. hoch signifikante negative Korrelationen zwischen der Phosphor-Speicherkapazität und dem wasserlöslichen Phosphor-Gehalt festgestellt. In den terrestrischen Talböden war der Korrelationskoeffizient ebenfalls negativ, allerdings nicht signifikant. Auch dieses Ergebnis war zu erwarten und ist ein Hinweis dafür, dass Böden mit hoher Phosphor-Speicherkapazität häufig auch niedrige Gehalte an wasserlöslichem Phosphor aufweisen. Auf Grund der Korrelationsanalyse wird vermutet, dass in den terrestrischen, insbesondere aber in den hydromorphen Talböden, die Phosphor-Speicherkapazität vor allem vom oxalatlöslichen Eisen bestimmt wird. In den sauren Alm- und Gebirgsböden hingegen hat auch das oxalatlösliche Aluminium eine große Bedeutung für die Speicherung von Phosphaten. In allen untersuchten Bodengruppen wurde eine hoch signifikant positive Korrelation zwischen

dem oxalatextrahierbaren Phosphor und dem Phosphor-Sättigungsgrad festgestellt. Der oxalatextrahierbare Phosphor-Gehalt kann offensichtlich für die Prognose des Phosphor-Sättigungsgrades verwendet werden. Sowohl in den Alm- und Gebirgsböden als auch in den terrestrischen Talböden wurden signifikante bzw. hoch signifikante positive Korrelationen zwischen dem Phosphor-Sättigungsgrad und dem wasserlöslichen bzw. CAL-löslichen Phosphor-Gehalt festgestellt. Die Korrelationskoeffizienten waren in den Alm- und Gebirgsböden relativ hoch und in den terrestrischen Talböden ziemlich niedrig. Die positiven Korrelationen waren zu erwarten und sind ein Hinweis dafür, dass terrestrische Böden mit hohem Phosphor-Sättigungsgrad oft auch hohe Gehalte an wasserlöslichem und CAL-löslichem Phosphor aufweisen. Für die hydromorphen Talböden gilt dieser Zusammenhang nicht, hier wurden sogar negative Korrelationskoeffizienten ermittelt. Offensichtlich wird in hydromorphen Böden die Phosphor-Löslichkeit weniger vom Phosphor-Sättigungsgrad sondern vielmehr von den Redoxbedingungen im Boden bestimmt. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass – unter sonst vergleichbaren Bedingungen – hydromorphe Böden mit hohem Phosphor-Sättigungsgrad ein größeres Phosphor-Austragspotenzial als jene mit niedrigem Sättigungsgrad besitzen. Aus der Korrelationsanalyse kann gefolgert werden, dass allein auf Grund der wasserlöslichen und CAL-löslichen Phosphor-Gehalte im Oberboden das Phosphor-Austragspotenzial von Grünlandflächen nur sehr grob beurteilt werden kann. Das Risiko einer Fehleinschätzung wird minimiert, wenn weitere Standortfaktoren und Bodeneigenschaften, die die Phosphor-Löslichkeit im Boden beeinflussen, in die Beurteilung einbezogen werden. LEINWEBER et al. (1999) konnten im Rahmen von Lysimeterversuchen keine signifikanten Korrelationen zwischen dem DL-löslichen oder wasserlöslichen Phosphor-Gehalt und den Phosphor-Auswaschungsverlusten feststellen. Die Phosphor-Speicherkapazität und der Phosphor-Sättigungsgrad hingegen korrelierten mit der Phosphor-Konzentration im Sickerwasser. Daraus wurde die Schlussfolgerung gezogen, dass beide Bodenparameter geeignete Indikatoren für die Abschätzung von Phosphor-Auswaschungsverlusten aus landwirtschaftlich genutzten Böden sind. Sie sollten daher in die Beurteilung einbezogen werden.

## Schlussfolgerungen und Forschungsbedarf

Das vorliegende Datenmaterial ermöglicht einige praxisrelevante Schlussfolgerungen:

- Die Phosphor-Speicherkapazität kann im Grünlandboden allein durch Bewirtschaftungsmaßnahmen, also ohne kulturtechnische Eingriffe wie beispielsweise Entwässerung oder Wiedervernässung, kaum verändert werden. Sie zählt deshalb zu den bewirtschaftungsunabhängigen Bodenfaktoren. Der Phosphor-Sättigungsgrad hingegen wird durch Bewirtschaftungsmaßnahmen (Düngung) deutlich beeinflusst. Er zählt somit zu den bewirtschaftungsabhängigen Bodenfaktoren.
- Die Grünlandböden besitzen in den obersten 10 cm in der Regel eine hohe Phosphor-Speicherkapazität (etwa 100 mmol pro kg Feinboden) und sie weisen sehr häufig einen niedrigen Phosphor-Sättigungsgrad (meist 10-20 %) auf. Somit dürfte die Gefahr einer erhöhten Phosphor-Auswaschung mit dem Sickerwasser im Falle einer standortangepassten Bewirtschaftung, sachgerechten Düngung und bei durchschnittlichen Witterungsverhältnissen gering sein.
- Regelmäßig gedüngte und intensiv genutzte Grünlandböden weisen in den obersten 10 cm in der Regel höhere Phosphor-Gehalte und Phosphor-Sättigungsgrade und somit auch ein größeres Phosphor-Austragspotenzial als langjährig ungedüngte und extensiv genutzte Böden auf. Der Phosphor-Sättigungsgrad ist vor allem in übernutzten Weideböden und stark gedüngten Wiesenböden relativ hoch. Auf diesen Flächen sollte die jährlich ausgebrachte Düngermenge reduziert werden.
- Die Phosphor-Speicherkapazität des Grünlandbodens ist begrenzt. Sie kann durch praxisübliche Bewirtschaftungsmaßnahmen kaum erhöht werden. Um Phosphor-Verluste durch Auswaschung möglichst gering zu halten, sollte in bereits gut mit Phosphor versorgten Grünlandböden ein weiterer Anstieg des Phosphor-Sättigungsgrades durch wiederholte hohe Düngergaben vermieden werden.
- Humusreiche, saure Alm- und Gebirgsböden besitzen in den obersten 10 cm eine sehr große Phosphor-Speicherkapazität und weisen sehr hohe Gehalte an oxalatextrahierbarem Phosphor auf. Ein säurebedingter hoher Gehalt an amorphen Aluminium- und Eisen-Oxiden sowie eine starke Komplexbildung von Aluminium und Eisen mit der organischen Bodensubstanz dürften dafür verantwortlich sein. Bei starker Bodenversauerung können von Natur aus hohe Phosphor-Sättigungsgrade und hohe Gehalte an wasserlöslichem Phosphor auftreten.
- Die Bodentypen unterscheiden sich in der Art und Menge ihrer Sorbenten und folglich auch in ihrer Phosphor-Speicherkapazität. Die Braunerde zeichnet sich auf Grund ihrer hohen Gehalte an amorphen Sesquioxiden durch eine große Phosphor-Speicherkapazität in den obersten 10 cm aus. Dieser Bodentyp ist somit im Hinblick auf die Gefahr einer Gewässereutrophierung günstig zu beurteilen. In carbonathaltigen A-C-Böden und Kalkbraunlehmen sind neben den amorphen Sesquioxiden auch Carbonate und Tonminerale an der Phosphor-Speicherung beteiligt und es finden Fällungsreaktionen von Calcium-Ionen mit Phosphat-Ionen statt. Daher können diese Bodentypen den Phosphor ebenfalls gut speichern.
- Die untersuchten hydromorphen Grünlandböden (Auböden, Augleye, Gleye, Anmoore, carbonathaltige Niedermoore) weisen in den obersten 10 cm keine geringere Phosphor-Speicherkapazität als terrestrische Grünlandböden auf. Vor allem carbonathaltige Niedermoore können im Oberboden auf Grund ihrer hohen Gehalte an amorphen Eisen-Oxiden und komplexierend wirkender organischer Bodensubstanz Phosphate gut speichern. Das Phosphor-Austragspotenzial dürfte beträchtlich niedriger sein. Diese Bodentypen sind bei regelmäßiger Düngung für eine Gewässereutrophierung prädestiniert.
- In Grünlandböden haben amorphe Eisen-Oxide für die Phosphor-Speicherkapazität eine große Bedeutung. Der

an und in amorphen Eisen-Oxiden gebundene Phosphor kann sehr leicht durch Reduktionsprozesse freigesetzt und bei geringer pflanzlicher Aufnahme aus dem Boden ausgewaschen werden. Daher sollte vor allem in sauren, hydromorphen Böden eine stärkere Phosphor-Anreicherung durch langjährig hohe Düngergaben oder eine Phosphor-Vorratsdüngung vermieden werden, insbesondere wenn der Oberboden häufig durch Grund-, Stau-, Hang- oder Überflutungswasser vernässt wird.

- Saure, nicht entwässerte Moorböden sowie stark saure Alm- und Gebirgsböden haben einen geringen Phosphor-Düngerbedarf.
- Der Phosphor-Versorgungszustand von Grünlandböden und das Phosphor-Austragspotenzial von Grünlandflächen können auf Grund der wasserlöslichen und CAL-löslischen Phosphor-Gehalte im Oberboden beurteilt werden, wenn gleichzeitig auch das Klima (insbesondere Menge, Verteilung und Intensität der Niederschläge im Jahresverlauf sowie Intensität der Verdunstung), das Relief (insbesondere Geländeform und Hangneigung), die Durchwurzelungstiefe und Durchwurzelbarkeit des Bodens, der Bodentyp, der Bodenwasserhaushalt, die Tiefe und Schwankungsamplitude des Grundwasserspiegels, die Lage und Durchlässigkeit des Staukörpers, Zeit und Dauer des Auftretens von Nassphasen sowie weitere relevante Bodeneigenschaften (insbesondere pH-Wert, Redoxpotenzial, Phosphor-Speicherkapazität, Phosphor-Sättigungsgrad, Bodengründigkeit, Bodenart, Bodenskelettanteil, Bodenstruktur, Lagerungsdichte) und der Pflanzenbestand (Zeigerpflanzen) in die Beurteilung einbezogen werden.

Diese Studie wurde in einem räumlich eng begrenzten Gebiet durchgeführt. Bisher wurden 239 Bodenproben hinsichtlich Phosphor-Speicherkapazität und Phosphor-Sättigungsgrad untersucht. Weitere systematische Bodenuntersuchungen in anderen Naturräumen und auf unterschiedlichen Standorten sind für eine Gesamtbeurteilung und für einen überregionalen Vergleich erforderlich. Vor allem carbonatfreie Nieder- und Anmoore, Übergangs- und Hochmoore sowie Nassogleye, Hangogleye und Pseudogleye müssen bei künftigen Untersuchungen stärker berücksichtigt werden. Die Phosphor-Speicherkapazität und der Phosphor-Sättigungsgrad sollten nicht nur im Oberboden, sondern auch im Unterboden ermittelt werden. Vor allem die Tiefenstufe 60-90 cm ist für den Phosphor-Austrag in das oberflächennahe Grundwasser und/oder Drainwasser relevant. Ideal wäre eine Probenahme in verschiedenen Tiefenstufen. Dadurch könnte eine vertikale Veränderung im Boden festgestellt und folglich auch das Phosphor-Austragsrisiko besser beurteilt werden. Außerdem sollten die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse mit Hilfe von langjährigen Lysimeterversuchen auf verschiedenen Standorten überprüft werden.

## Literatur

- BMLFUW, 2006: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Hrsg.: Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, 6. Auflage, Wien, 80 S.
- BOHNER, A., 2005: Bodenindikatoren für die Bewirtschaftungsintensität und die floristische Artenvielfalt im Wirtschaftsgrünland. Mitt. der Österr. Bodenkundl. Ges. 72, 67-73.
- BOHNER, A. und G. EDER, 2006: Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Seminar Umweltprogramme für die Landwirtschaft. Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 53-64.
- BOHNER, A., G. EDER und M. SCHINK, 2007: Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 91-99.
- BOHNER, A. und M. SCHINK, 2007: Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im Einzugsgebiet des Mondsees und Irrsees mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. Schriftenreihe BAW 26, 34-50.
- BOHNER, A., 2008: Phosphor-Pools und Phosphor-Verfügbarkeit im Grünlandboden als Basis für Phosphor-Düngempfehlungen. Umweltökologisches Symposium „Sachgerechte Düngung im Blickfeld von Untersuchungsergebnissen“, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 59-66.
- BOHNER, A., 2010: Eigenschaften und Merkmale von Almböden. Mitt. der Österr. Bodenkundl. Ges. 77, 65-76.
- BOHNER, A., C. HUEMER, J. SCHAUMBERGER und P. LIEBHARD, 2013: Phosphor in landwirtschaftlich genutzten Böden in einem Teileinzugsgebiet der Antiesen im oberösterreichischen Innviertel. In: Das INTERREG IV A-Projekt „Gewässer-Zukunft“ 2009-2013. Ausgewählte Ergebnisse aus den Einzugsgebieten des Waginger und Tachinger Sees (Bayern) und der Antiesen (Oberösterreich), HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 45-57.
- BOHNER, A. und V. ROHRER, 2013: Jahreszeitlicher Verlauf der Phosphor-Konzentration im Bodenwasser eines Grünlandbodens. 18. Alpenländisches Expertenforum, 33-40.
- BRAUN, M., M. FREY und P. HURNI, 1991: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). FAC Liebefeld, 87 S.
- DE SMET, J., G. HOFMAN, J. VANDERDEELEN, M. VAN MEIRVENNE und L. BAERT, 1996: Phosphate enrichment in the sandy loam soils of West-Flanders, Belgium. Fertilizer Research 43, 209-215.
- ECKHARDT, K.-U. und P. LEINWEBER, 1997: P-Fractionen zur Vorhersage von P-Austrägen aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 85, 871-874.
- FREESE, D., S. VAN DER ZEE und W.H. VAN RIEMSDIJK, 1992: Comparison of different models for phosphate sorption as a function of the iron and aluminium oxides of soils. Journal of Soil Science 43, 729-738.
- 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.
- HARTIKAINEN, H., 1982: Water soluble phosphorus in Finnish mineral soils and its dependence on soil properties. J. Scient. Agric. Soc. Finl. 54, 89-97.
- 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.
- HOLFORD, I.C.R. und W.H. PATRICK, 1979: Effects of reduction and pH changes on phosphate sorption and mobility in an acid soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 43, 292-297.
- KELLER, A. und S. VAN DER ZEE, 2004: Phosphorverfügbarkeit in intensiv genutzten Grünlandböden. Agrarforschung 11, 396-401.
- KUMMERT, R. und W. STUMM, 1989: Gewässer als Ökosysteme. Grundlagen des Gewässerschutzes. Teubner Verlag, 331 S.
- KUNTZE, H. und B. SCHEFFER, 1979: Die Phosphatmobilität im Hochmoorboden in Abhängigkeit von der Düngung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 142, 155-168.

- LEINWEBER, P., F. LÜNSMANN and K.U. ECKHARDT, 1997: Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in northwest Germany. *Soil Use and Management* 13, 82-89.
- LEINWEBER, P., R. MEISSNER, K.-U. ECKHARDT and J. SEEGER, 1999: Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. *European Journal of Soil Science* 50, 413-424.
- LOOKMAN, R., N. VAN DE WEERT, R. MERCKX and K. VLASSAK, 1995: Geostatistical assessment of the regional distribution of phosphate sorption capacity parameters ( $Fe_{ox}$  and  $Al_{ox}$ ) in northern Belgium. *Geoderma* 66, 285-296.
- LOOKMAN, R., K. JANSEN, R. MERCKX and K. VLASSAK, 1996: Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters. A transect study in northern Belgium. *Geoderma* 69, 265-274.
- MARSCHNER, H., 1998: Mineral nutrition of higher plants. Academic press, 889 S.
- MEISSNER, R., H. KLAPPER and J. SEEGER, 1992: Wirkungen einer erhöhten Phosphatdüngung auf Boden und Gewässer. *Wasser und Boden* 4, 217-220.
- MEISSNER, R., H. RUPP and M. SCHUBERT, 2000: Novel lysimeter techniques – a basis for the improved investigation of water, gas, and solute transport in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 603-608.
- OTTO, A., 1980: Gewässerbelastung durch Land- und Forstwirtschaft. *Wasser und Boden* 1, 26-30.
- PIHL, U. und W. WERNER, 1993: Zur Interpretation von Quantitäts-/ Intensitäts-Quotienten als Kriterien vertikaler Phosphatverlagerung in Böden. *VDLUFA*, 37. Kongressband, 99-102.
- PIHL, U. und W. WERNER, 1995: Bodenchemische Parameter zur Prognose des vertikalen P-Austrags in Drain- und Grundwasser. *VDLUFA*, 40. Kongressband, 289-292.
- PRASUHN, V. und M. BRAUN, 1994: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. *Schriftenreihe der FAC Liebefeld* 17, 214 S.
- PRASUHN, V. und P. LAZZAROTTO, 2005: Abschwemmung von Phosphor aus Grasland im Einzugsgebiet des Sempacher Sees. *Schriftenreihe der FAL Reckenholz* 57, 95-107.
- RÖMER, W., 1997: Phosphoraustrag aus der Landwirtschaft in Gewässer. *Wasser & Boden* 49, 51-54.
- 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.* 40, 289-323.
- SCHEFFER, B., 1977: Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederrungsböden und Gewässerbelastung. *Geol. Jb.* F4, 203-221.
- SCHEFFER, B. und J. BLANKENBURG, 1978: Löslichkeit und Wanderung von Phosphaten in saurem Hochmoorboden. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 27, 271-280.
- SCHEFFER, B. und J. BLANKENBURG, 1983: Phosphoraustrag aus Niedermoorböden – Ergebnisse eines Lysimeterversuches ohne Pflanzenbewuchs. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 146, 275-284.
- SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL, 2002: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 593 S.
- SCHLICHTING, A., P. LEINWEBER, R. MEISSNER and M. ALTERMANN, 2002: Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 290-298.
- SCHOETERS, L., R. LOOKMAN, R. MERCKX and K. VLASSAK, 1995: Inventorisation and evaluation of phosphate saturation in Northern Belgium. *Proceedings of the International Workshop. Phosphorus Loss to Water from Agriculture*, Wexford, 79-80.
- SCHUSTER, R., A. DAURER, H.G. KRENMAYR, M. LINNER, G.W. MANDL, G. PESTAL und J.M. REITNER, 2013: Rocky Austria. *Geologie von Österreich – kurz und bunt*. Geologische Bundesanstalt Wien, 80 S.
- SCHWEITZER, K. und H. PAGEL, 2001: Einfluss niedriger pH-Werte auf den Gehalt amorpher Al- und Fe-Oxide, die P-Sorption und P-Nachlieferung in einem Sandboden. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 96, 283-284.
- SCHWERTMANN, U., 1964: Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. *Z. f. Pflanzenernähr. Düngung und Bodenkunde* 105, 194-202.
- WEISSENSTEINER, C., 2014: Phosphor pools und Phosphorbilanzen im österreichischen Dauergrünland. Masterarbeit am Institut für Ökologischen Landbau der Universität für Bodenkultur, Wien, 154 S.
- WIECHMANN, H., 1968: Einfluss der Pseudovergleyung auf verschiedene chemische Eigenschaften von Lössböden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 120, 20-31.
- WELP, G., U. HERMS und G. BRÜMMER, 1983: Einfluss von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 146, 38-52.
- ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik), 2002: Klimadaten von Österreich 1971-2000. [http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten\\_oesterreich\\_1971\\_frame1.htm](http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm).

# Pflanzen als Biopflug? Einfluss von Wurzeln auf die hydraulischen Eigenschaften des Bodens

Gernot Bodner<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Wurzeln sind ein zentraler Faktor in der Ausbildung und Stabilisierung der Bodenstruktur. Die vorliegende Arbeit untersucht die Veränderung der Porengrößenverteilung bei Zwischenfrüchten mit unterschiedlichem Wurzelsystem. Es konnte gezeigt werden, dass Zwischenfrüchte mit größerem Wurzelsystem (Leguminosen) das Makroporenvolumen erhöhen, während solche mit dichtem Feinwurzelsystem zu einem größeren Volumen feinerer Porenklassen führten. Alle Arten mit ausreichend dichter Durchwurzelung zeigten ein signifikant höheres Gesamtporenvolumen als eine unbepflanzte Vergleichsvariante. Die Wurzel hat damit die Fähigkeit, als „Biopflug“ die Porenstruktur des Bodens zu verändern.

*Schlagwörter:* Zwischenfrucht, Wurzelsystem, Bioporen, Bodenstruktur

## Summary

Roots have a key function in the formation and stabilization of soil structure. This study investigated the influence of cover crops with different root systems on soil pore size distribution. It was shown that cover crops with a coarse axes dominated root system (legumes) increase the volume of macropores, while species with dense fine root system enhance the volume of finer pore radius classes. All species with sufficiently developed root systems had a significantly higher pore volume compared to a unplanted control. Roots can therefore act as a “bio-plough” that modifies the structural porosity of soil.

*Keywords:* cover crops, root system, biopores, soil structure

## Einleitung

Auch im gemäßigten Klimagebiet wird Trockenheit zunehmend zu einem wichtigen Thema der Landwirtschaft. Die Jahre 2012 und 2013 zeichneten sich beide durch längere Trockenperioden aus, die zu massiven Ertragsverlusten bei Getreide (2012) und Mais, Ölkürbis aber auch im Grünland (2013) führten. GREGORY (2004) präsentierte einen Rahmen für die Analyse eines wassereffizienten landwirtschaftlichen Managementsystems:

$$WUE = B/T * (1/(E+OA+S)/T).$$

Dabei ist WUE die Wassernutzungseffizienz, B die Pflanzentrockenmasse, T die Transpiration, E die Evaporation, OA der Oberflächenabfluss und S der Sickerwasseranfall. Dieser Ansatz zeigt, dass seine hohe Wassereffizienz über die Pflanzenphysiologie (Transpirationseffizienz, B/T) oder ein effizientes Bodenmanagement mit geringen Verlusten im Verhältnis zur produktiven Komponente (T) erreicht werden kann.

Geringe Verluste und eine möglichst hohe pflanzenverfügbare Wassermenge sind eng mit der Bodenwasserspeicherfähigkeit verbunden. Diese ist eine Funktion aus Bodentextur, Humusgehalt und Bodenstruktur. Während die Textur eine kaum veränderbare Standorteigenschaft ist, reagiert die Struktur als dynamische Eigenschaft deutlich auf Managementänderungen.

Es ist seit langem bekannt, dass die Bodenstruktur wesentlich von der Pflanze beeinflusst wird und dabei der Wurzel

eine bedeutende Rolle zukommt. Sie liefert ständig organische Substanzen an den Boden, erhöht die Aktivität der Bodenlebewesen und vernetzt, gemeinsam mit Bodenpilzen, (Makro)aggregate.

Aufgrund der Bedeutung der Wurzel für die Bodenstruktur und die damit einhergehenden hydraulischen Eigenschaften, wurde die Idee geprägt, die Wurzel gezielt zur Aufbereitung („priming“) der physikalischen Bodeneigenschaften zu nutzen. CRESSWELL und KIERKEGAARD (1995) prägten in diesem Zusammenhang den Begriff des „biodrilling“, dem die Idee innewohnt, Pflanzenarten wie einen „Biopflug“ zur Bodenlockerung und -verbesserung einzusetzen.

Im Rahmen einer landwirtschaftlichen Fruchtfolge bieten sich Zwischenfrüchte als „Primer“-Pflanzen an. Sie dienen neben dem Grundwasserschutz vor allem der Bodenverbesserung und es gibt zahlreiche Studien, die ihren positiven Effekt auf die Bodenstruktur zeigen. In der vorliegenden Studie war die zentrale Frage, wie Zwischenfruchtwurzeln als kurzfristige Maßnahme in der Fruchtfolge die hydraulischen Bodeneigenschaften verändern.

## Material und Methoden

Ein Feldversuch mit 12 verschiedenen Zwischenfrüchten wurde auf einem Versuchsfeld der Versuchswirtschaft Groß Enzersdorf am 28. Juli 2011 als randomisierte Blockanlage in drei Wiederholungen angelegt. Die Bodeneigenschaften des Standorts sind in *Tabelle 1* zusammengefasst.

<sup>1</sup> Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Abteilung Pflanzenbau, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor Mendel-Straße 33, A-1180 WIEN

\* Ansprechpartner: Univ. Ass. DI Dr. Gernot Bodner

Tabelle 1: Bodeneigenschaften des Versuchsstandortes.

Horizont	Tiefe cm	Sand kg kg <sup>-1</sup>	Schluff kg kg <sup>-1</sup>	Ton kg kg <sup>-1</sup>	Textur	C <sub>org</sub> kg kg <sup>-1</sup>	Feldkapazität cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>	Welkepunkt cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>
A	0-40	0.19	0.56	0.24	SiL	0.025	0.32	0.15
AC	40-55	0.23	0.54	0.23	SiL	0.015	0.27	0.10
C	> 55	0.22	0.62	0.16	SiL	0.008	0.25	0.07

Tabelle 2: Untersuchte Zwischenfrüchte und deren Familien.

Art	Family
Saatwicke ( <i>Vicia sativa</i> L.)	Fabaceae
Saatplatterbse ( <i>Lathyrus sativus</i> L.)	Fabaceae
Alexandrinerklee ( <i>Trifolium alexandrinum</i> L.)	Fabaceae
Gelber Steinklee ( <i>Melilotus officinalis</i> L.)	Fabaceae
Gelbsenf ( <i>Sinapis alba</i> L.)	Brassicaceae
Ölrettich ( <i>Raphanus sativus</i> var. <i>oleiformis</i> L.)	Brassicaceae
Phacelia ( <i>Phacelia tanacetifolium</i> Benth.)	Boraginaceae
Öllein ( <i>Linum usitatissimum</i> L.)	Linaceae
Buchweizen ( <i>Fagopyrum esculentum</i> MOENCH.)	Polygonaceae
Roggen ( <i>Secale cereale</i> L.)	Poaceae
Mixture 1 ( <i>Secale cereale</i> L., <i>Trifolium incarnatum</i> L., <i>Vicia villosa</i> ROTH.)	-
Mixture 2 ( <i>Phacelia tanacetifolium</i> Benth., <i>Sinapis alba</i> L., <i>Vicia sativa</i> L.)	-

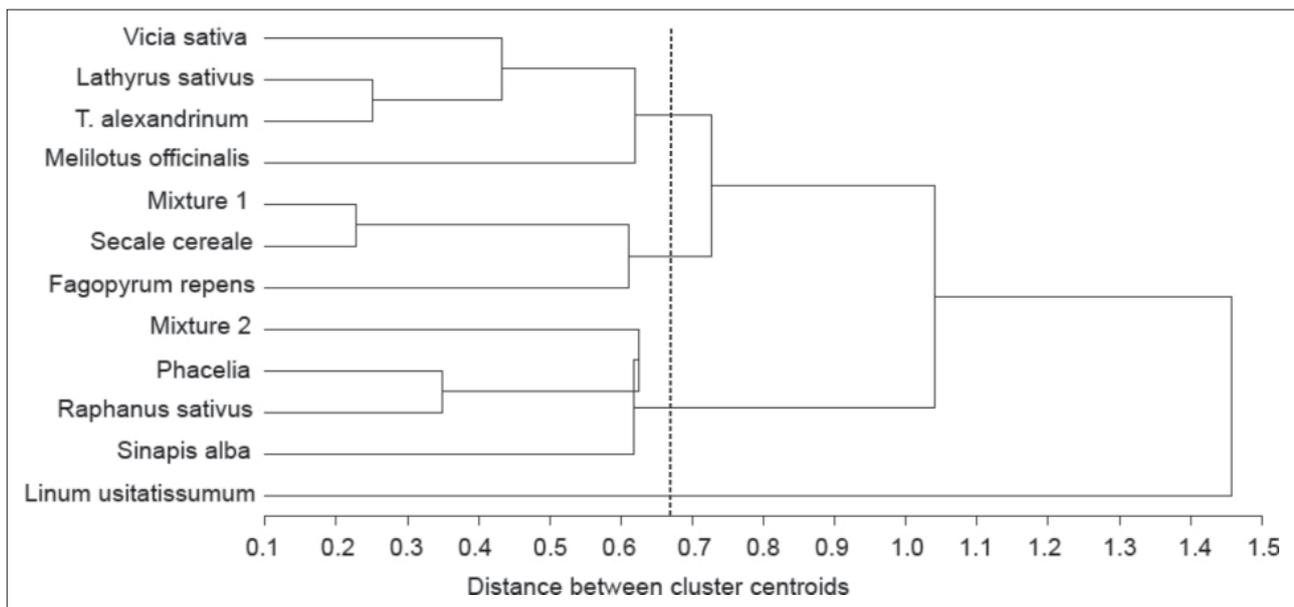


Abbildung 1: Wurzelklassifizierung anhand von Clusteranalyse.

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die verwendeten Zwischenfrüchte. Die Analyse wurzelmorphologischer Parameter erfolgte an Proben aus der obersten Bodenschicht (ca. 2 - 7 cm) mithilfe von Bildanalyse gewaschener Proben. Die Durchwurzelungsdichte ist meist in der obersten Schicht am höchsten. Darüber hinaus ist die Dynamik der Bodenstruktur im Oberboden am ausgeprägtesten, da hier verschiedene strukturbildende Faktoren am intensivsten auf den Boden einwirken.

Die Quantifizierung der bodenhydrologischen Eigenschaften (Porenverteilung) wurde über inverse Parameterschätzung aus Infiltrationsmessungen mit einem Tensionsinfiltrimeter durchgeführt. Es wurden dabei die Parameter des Retentionsmodells von Kosugi im Programm HYDRUS 2 D inverse optimiert.

Die Klassifizierung der Wurzelsysteme erfolgte über Clusteranalyse. Die varianzanalytische Auswertung aller Daten wurde mit der Prozedur PROC MIXED in SAS durchgeführt. Kausale Zusammenhänge wurden mit der Prozedur PROC REG ebenfalls in SAS getestet.

## Ergebnisse und Diskussion

### Wurzelklassifizierung

Abbildung 1 zeigt Ähnlichkeiten zwischen den Wurzelsystemen auf Grundlage einer Clusteranalyse, in die die erfassten wurzelmorphologischen Parameter einfließen.

Vier unterschiedliche Gruppen wurden dabei festgestellt. Die Leguminosen bildeten eine Gruppe mit Wurzelsyste-

**Tabelle 3: Durchschnittliche Parameterwerte der Gruppen von Zwischenfruchtarten mit ähnlichen Parametern in der Porengrößenverteilung (Verschiedene Buchstaben zeigen einen signifikanten Unterschied bei  $p \leq 0.05$ ).**

	$j_s$ $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$	$r_m$ mm	$s_i$ -
Gruppe 1	0.463a	86.9a	2.21a
Gruppe 2	0.460a	51.3b	2.38b
Gruppe 3	0.457a	73.8a	1.88c
Gruppe 4	0.425b	46.5b	2.10ac

men, die hohen Wurzeldurchmesser und hohe Wurzelmasse zeigten, jedoch geringere Dichte. Lein stellte das andere Extrem dar, mit einem stark Dichte-dominierten Feinwurzeltyp. Die Kreuzblütler sowie Phacelia gruppierten sich ebenfalls in einem noch stark Dichte-dominierten Cluster, während Buchweizen, Roggen und das Landsberger Gemenge (Mixture 1) zwischen den beiden Typen lagen. Buchweizen und Roggen zeigten insgesamt die geringste Wurzeldichte.

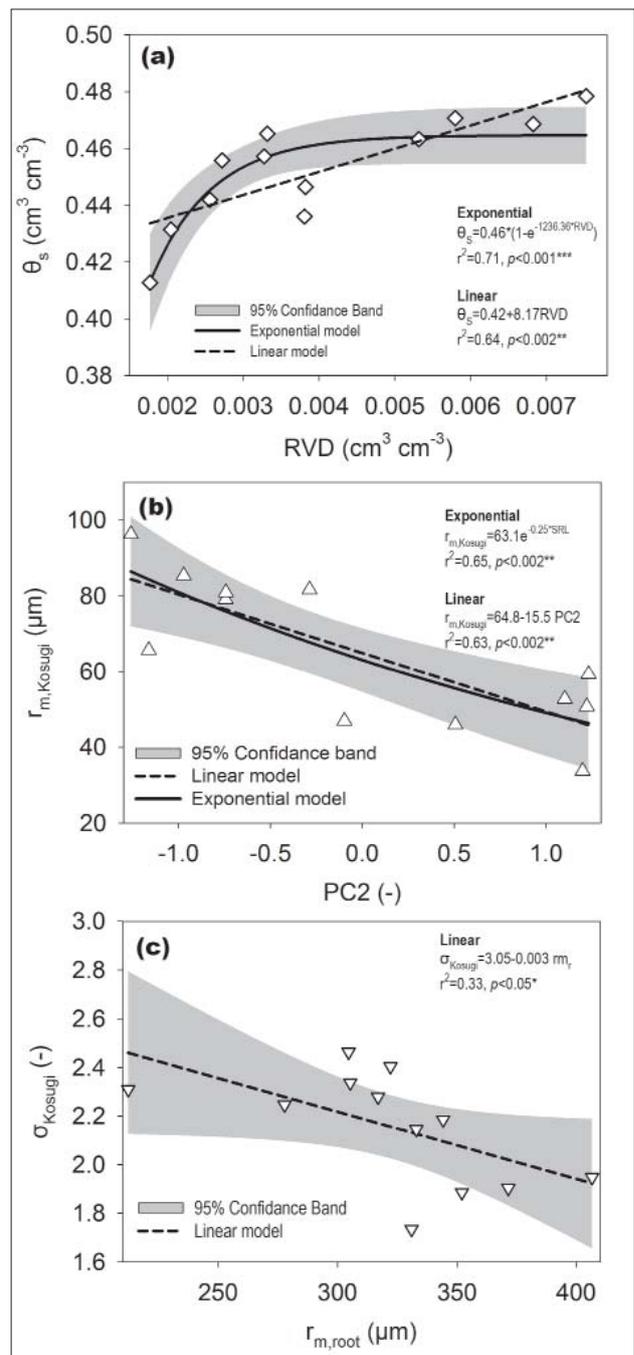
**Porengrößenverteilung**

Hinsichtlich der Porengrößenverteilung des Bodens zeigten sich ebenfalls vier Gruppen, die sich in zumindest einem Parameter des Kosugi-Modells ( $\theta_s$ , Gesamtporenvolumen;  $r_m$ , Medianporenradius,  $\sigma$ , Standardabweichung der Porenverteilung) signifikant unterschieden.

Gruppe 1 (Saatplatterbse, Mischung 1, Gelber Steinklee) hatten ein hohes Gesamtporenvolumen und den höchsten Medianporenradius. Gruppe 4 (Buchweizen, Roggen) dagegen lag in beiden Parametern am niedrigsten. Gruppe 2 und 3 unterschieden sich vor allem in der Standardabweichung der Porengrößenverteilung. Ein kleiner Wert in  $\sigma$  bedeutet eine starke Dominanz einer Porengrößenklasse, eine breite Verteilung weist auf ein heterogenes Sekundärporensystem hin. In Gruppe 2 (enge Porenverteilung) befanden sich die Arten Lein, Phacelia, Ölrettich und Saatwicke, in Gruppe 3 Alexandrinerklee, Gelbsenf und die Mischung 2.

**Wurzel-Poren-Beziehungen**

Abbildung 2 zeigt den Zusammenhang zwischen den Porenparametern und Wurzeleigenschaften. Ein besonders deutlicher Zusammenhang zeigte sich zwischen dem Volumen der Wurzeln (RVD, Wurzelvolumendichte) und dem Gesamtporenvolumen. Ein dichteres Wurzelsystem erhöhte das Gesamtporenvolumen. Diese Beziehung lief auf ein Maximum zu, während die Arten mit der geringsten Durchwurzelung (Buchweizen, Roggen) sich nicht von einer unbepflanzten Vergleichsparzelle unterschieden. Der Medianporenradius zeigte einen negativen Zusammenhang mit einem Summenparameter (Hauptkomponente 2, PC2), der die Wurzeleigenschaften Wurzeldurchmesser und spezifische Wurzellänge (Feinwurzeldominanz) enthält. Ein Wurzelsystem, das durch dickere Wurzelachsen geprägt war (geringer spezifische Wurzellänge, hoher mittlerer Durchmesser) erhöhte den Medianradius, führte also zu einer stärkeren Ausprägung des Makroporenvolumens. Die Bodenfeuchte verstärkte diesen Zusammenhang, d.h. der Medianradius war auf einem feuchten Boden höher als



**Abbildung 2: Zusammenhang zwischen Wurzeleigenschaften und Porenparametern.**

auf einem trockenen Boden (Schrumpfung durch Kapillarkräfte).

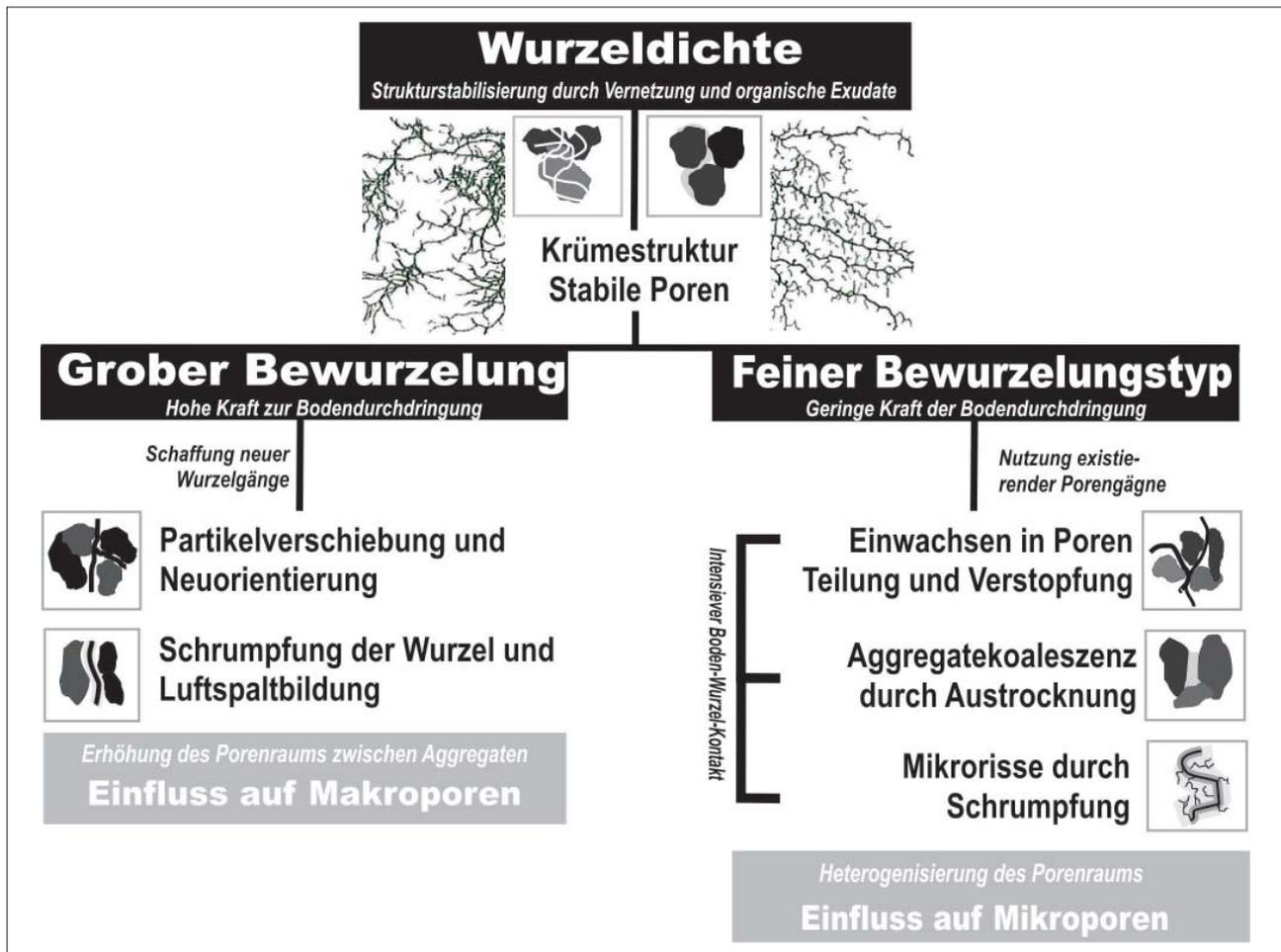
Tabelle 4 zeigt beispielhaft die Volumina unterschiedlicher Porenklassen für Saatplatterbse (grober Wurzeltyp) und Phacelia (feiner Wurzeltyp) sowie eine unbepflanzte Vergleichsparzelle.

**Interpretationsrahmen**

Abbildung 3 zeigt einen Interpretationsrahmen für die unterschiedlichen Einflüsse grober und feiner Wurzelsysteme auf das Porennetzwerk des Bodens.

**Tabelle 4: Porenvolumina unterschiedlicher Porenklassen (USDA) unter einer Art mit dominant groben Wurzelachsen (Saatplatterbse) und einer Art mit dominant feinen Achsen (Phacelia) sowie einer unbepflanzten Kontrolle.**

	Porenvolumen cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>		
	Unbepflanzt -	Grobe Wurzeln <i>L. sativus</i>	Feine Wurzeln <i>P. tanacetifolia</i>
Microporen1 (r < 2.5 mm)	0.023	0.019	0.055
Microporen2 (2.5 ≤ r < 15 mm)	0.074	0.061	0.086
Mesoporen (15 ≤ r < 37.5 mm)	0.061	0.055	0.055
Makroporen1 (37.5 ≤ r < 500 mm)	0.149	0.178	0.131
Makroporen2 (r ≥ 500 mm)	0.038	0.091	0.052



**Abbildung 3: Prozesse im Zusammenhang mit dem Einfluss unterschiedlicher Wurzelsysteme auf das Porensystem des Bodens.**

Bei entsprechender Durchwurzelungsdichte schaffen Pflanzen eine krümelige Struktur mit Sekundärporensystem und stabilisieren dieses gegen struktur-degradierende Prozesse. Grobwurzeln zeigen eine stärkere Beeinflussung des Makroporensystems. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass diese Wurzeln, im Gegensatz zu feineren Achsen, nicht ausreichend Porenraum vorfinden, den sie als Wurzelgang benutzen können. Dickere Wurzeln haben auch mehr Kraft, um Bodenteilchen zu bewegen und damit Wachstumsgänge zu schaffen. Feinere Wurzeln dagegen nutzen vorhandene Poren. Sie trocknen den Boden durch einen intensiven Wurzel-Boden-Kontakt stärker lokal aus, was über Mikro-

risse und kapillar bedingte Aggregatannäherung zu einem Anstieg von feineren Poren führt.

### Zusammenfassung

Auch eine kurzfristige Zwischenfruchtmaßnahme führt über das Wurzelsystem zu einer signifikanten Veränderung des Porenraums. Pflanzenarten mit unterschiedlichem Wurzelsystem unterscheiden sich in den Porenklassen, die hauptsächlich beeinflusst werden, sofern sie eine Mindest-dichte der Durchwurzelung erreichen. Die Arbeit gibt einen Interpretationsrahmen für relevante Prozesse der Wurzel-

Bodenstruktur-Interaktion, die den makroskopisch gezeigten Veränderungen der Porengrößenverteilung zugrunde liegen. Die Wurzel hat die Fähigkeit, als Biopflug den Boden aufzubereiten. Die Bestimmung der landwirtschaftlichen Ertragsrelevanz dieses „Feedback-Prozesses“ erfordert jedoch Messungen über längere Zeit, da der strukturbedingte Porenraum einer hohen zeitlichen Variabilität unterliegt.

## Literatur

- GREGORY, P.J., 2004: Agronomic approaches to increasing water use efficiency. *water use efficiency in plant biology*, 142-170.
- CRESSWELL, H.P. and J.A. KIRKEGAARD, 1995: Subsoil amelioration by plant-roots-the process and the evidence. *Soil Research*, 33(2), 221-239.

# Prognose der Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen und des Klimawandels auf die Grundwasserqualität

Johann Fank<sup>1\*</sup> und Gernot Klammner<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Prognose der Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen und des Klimawandels auf die Grundwasserqualität ist ein intensiv bearbeitetes Forschungsfeld. Üblicherweise werden die Ergebnisse von Untersuchungen des Wasser- und Stickstoffflusses im Boden und in der ungesättigten Zone interpretativ mit den Messergebnissen der Nitratkonzentration im Grundwasser verglichen. Dazu werden unterschiedliche Verfahren zur Erfassung der Belastung aus der Landwirtschaft zusammengefasst. Für das westliche Leibnitzer Feld wurde ein gekoppeltes instationäres Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodell entwickelt, in dem die komplexen Prozesse in der ungesättigten Zone mit den Prozessen und Wechselwirkungen der Grundwasserzone zusammengeführt wurden. Die Ergebnisse zeigen eine sehr detaillierte räumliche Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser als Ergebnis der flächendifferenzierten Oberflächenbewirtschaftung und der sehr bedeutsamen Wechselwirkung des Grundwassers mit angeschlossenen Oberflächengewässersystemen. Dieses Modell erscheint ein geeignetes Werkzeug zu sein, um die Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen und auch der Effekte des Klimawandels auf die Grundwasserqualität prognostizieren zu können.

*Schlagwörter:* Landwirtschaft, Modellierung, ungesättigte Zone, Grundwasser, Nitrat

## Summary

The prediction of effects of agricultural activities and of climate change on groundwater quality is under intensive investigation. Usually the results of investigation of water and solute transport in soil and unsaturated zone are compared to measured data of groundwater quality. In this paper different approaches to determine the impact of agriculture are summarized. For the aquifer “Westliches Leibnitzer Feld” a coupled transient groundwater flow and nitrate transport model has been developed, where the complex processes in the unsaturated zone were coupled with the processes in the groundwater system. Modelling results show a detailed areal distribution of nitrate concentration in groundwater. This distribution results from different land use (and much differentiated cultivation) and the importance of the interaction between ground water and coupled surface water systems. Such a coupled model seems to be an effective tool to predict the impact of agricultural systems and of the effects of climate change on groundwater quality.

*Keywords:* agriculture, modelling, unsaturated zone, groundwater, nitrate

## Einleitung und Problemstellung

Das österreichische Wasserrecht in Kombination mit der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser und der Trinkwasserverordnung präzisieren die Mindestanforderungen der Grundwassergüte. Die Porengrundwasserkörper Ostösterreichs bzw. Teilbereiche von diesen, welche zu einem Großteil auch für die regionale und überregionale Wasserversorgung intensiv genutzt werden, erfüllen hinsichtlich der Nitratkonzentration diese Mindeststandards wiederholt nicht, was vor allem von flächenhaften Stickstoffeinträgen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen in Form von diffusen Einträgen (BMLFUW 2009) herrührt. Intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftungen auf Standorten mit teilweise sehr durchlässigen Böden sind vielfach ausschlaggebend für eine Gefährdung von Grundwasserkörpern durch den Nährstoffparameter Nitrat. Dies ist vor allem im Norden, Osten und Südosten Österreichs der Fall, wo zugleich ge-

ringe Niederschlagsmengen (= geringe Verdünnung) der Regelfall sind (BMLFUW 2013).

Eine Beurteilung des Stickstoffaustrags aus ackerbaulich genutzten Flächen allein auf Basis der Nitratkonzentrationsmessungen im Grundwasser selbst ist nicht zulässig, da in nahezu allen Teilbereichen die Nitratkonzentration des Grundwassers einerseits durch die Wechselwirkung mit Oberflächengewässern (Fließgewässer und Nassbaggerungen), andererseits durch die Sickerwasserbildung unter nicht ackerbaulich genutzten Flächen (Wald, Siedlungen, Verkehrswege etc.) beeinflusst wird (FANK et al. 2010). Das bedeutet im Umkehrschluss, dass eine Beurteilung der Grundwasserqualitätssituation auf Basis der ackerbaulichen Nutzung und dem daraus resultierenden Austrag von Stickstoff in das Grundwasser (z. B. FANK 1999 oder FEICHTINGER et al. 2010) auch nicht umfassend sein wird.

<sup>1</sup> JOANNEUM RESEARCH, RESOURCES - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Elisabethstraße 18/II, A-8010 GRAZ

\* Ansprechpartner: Univ.-Doz. Dr. Johann Fank, johann.fank@joanneum.at

Während hinsichtlich der Beurteilung des Stickstoffaustrags aus der Landwirtschaft des Sickerwassers bereits umfangreiche Untersuchungen durchgeführt wurden, ist die Prognose der Auswirkung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Maßnahmen hinsichtlich des Austrags von Pestiziden und von anthropogenen Spurenstoffen noch in der Anfangsphase der Untersuchungen. Die Prognose der Auswirkung von Effekten des Klimawandels auf die Grundwasserqualitätssituation ist eng mit den züchterischen Entwicklungen und Erfolgen der agrarischen Nutzpflanzen verbunden. Diesem Bereich wird bis dato wesentlich zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt.

Es sind somit Verfahren zu entwickeln und praktisch anzuwenden, bei denen die Prognose der Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen und des Klimawandels auf die Grundwasserqualität direkt auf den Zielparameter abgestimmt ist. Dabei sind die unterschiedlichen Wechselwirkungen in komplexen Systemen zu berücksichtigen.

## Daten und Methoden zur Erfassung der Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen und des Klimawandels auf die Grundwasserqualität

Zur Erfassung der Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Qualität des Grundwassers existiert aus den letzten Jahrzehnten eine Vielzahl von Untersuchungen. Allerdings sind diese in den meisten Fällen auf die Untersuchung des Austrages von Nitrat aus dem Boden unterhalb des Wurzelbereiches beschränkt. Die Auswirkung auf die Grundwassersituation wird meist interpretativ bewertet. Untersuchungen zur Auswirkung des Klimawandels auf die Grundwasserqualität sind selten und dann meist auf statistische Auswertungen und deren Projektion auf zukünftige Entwicklungen beschränkt. Dabei haben Prognosemodelle für zu erwartende klimatologische Verhältnisse eine spezifische Bedeutung – wobei diese Prognose meist sehr großräumig und auch nur für wenige meteorologische Parameter zuverlässig durchführbar ist.

Moderne Lysimeter erlauben die detaillierte Untersuchung des Wasserkreislaufes und daran gekoppelter Stoffkreisläufe an ausgewählten punktuellen Standorten. Wenn der Wasserfluss genau bestimmt wird, kann durch die Untersuchung des perkolierenden Sickerwassers für eine definierte Oberfläche der Austrag von Stoffen unter detailliert bekannten

Bewirtschaftungsbedingungen bilanziert werden. Aufgrund des Fehlens der Fließmengen bzw. der nur sehr ungenauen Erfassung dieser, sind Stoffaustragsuntersuchungen mittels Saugkerzenanlagen – hier werden nur die Konzentrationen an Stoffen in der Bodenwasserlösung untersucht – und auch mittels einfacher Lysimeter bzw. Sickerwassersammler sehr kritisch zu verfolgen. Seit einigen Jahren werden in Deutschland im Rahmen des TERRENO – Projektes (ZACHARIAS et al. 2011) moderne Präzisionslysimeter eingesetzt, um die Auswirkungen von Klimawandeleffekten auf das Boden-Pflanze-Wasser-System zu untersuchen. Dazu wurden Lysimeter aus unterschiedlichen Höhenlagen eines Einzugsgebietes mit natürlichen Gradienten hinsichtlich Temperatur und Niederschlag in andere Höhen verbracht, um damit Effekte eines zu erwartenden Klimawandels direkt untersuchen zu können. In zunehmendem Ausmaß werden auch Lysimeterversuche durchgeführt, um die Verlagerung und den Austrag von Pestiziden und deren Metaboliten aus der ungesättigten Zone in Richtung Grundwasser zu untersuchen.

Eine weitere Möglichkeit zur Erfassung der Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualität ist die Auswertung und Bilanzierung von pflanzenbaulichen Versuchsanlagen. Unter der Voraussetzung, dass im Rahmen mehrjähriger Versuche der Stickstoffaustrag in Richtung Grundwasser dem Düngebilanzüberschuss über dem Stickstoffentzug durch das Erntegut – bei Verbleiben der pflanzlichen Restmasse auf dem Feld – entspricht, kann der Stickstoffaustrag direkt aus den Versuchsdaten abgelesen werden. In *Tabelle 1* sind die Ergebnisse der Bilanzierung von Düngesteigerungsversuchen (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG 2013) auf den Kleinparzellenversuchsanlagen in Wagna (Periode 2007 – 2012) und in Wagendorf (Periode 2008 – 2012) – beide Anlagen liegen im Leibnitzer Feld in der Südsteiermark, Österreich – zusammengefasst.

Unter unterschiedlichen Bodenverhältnissen – geringmächtige sandig/lehmmige Böden in Wagna, tiefgründige lehmig/tonige Böden in Wagendorf – werden auf diesen Versuchsanlagen Stickstoffdüngesteigerungsversuche durchgeführt, um für die Kulturart Mais unter den jeweils gegebenen Bodenverhältnissen die optimale Stickstoffdüngemenge zu finden. Dabei wird bei bekannter jährlicher Stickstoffdüngermenge der Kornertrag und die Stickstoffabfuhr über den Kornertrag gemessen. Der reduzierte Kornertrag

**Tabelle 1: Ergebnisse der Bilanzierung der Düngesteigerungsversuche auf den Kleinparzellenversuchsanlagen in Wagna und in Wagendorf.**

Variante	N-Düngung [kg/ha]	Körnermaisversuch Wagna 2007 - 2012 Grundwasserneubildung: 318 mm/a					Körnermaisversuch Wagendorf 2008 - 2012 Grundwasserneubildung: 250 mm/a				
		Kornertrag [kg/ha]	reduzierter Kornertrag [kg/ha]	N-Abfuhr [kg/ha]	N-Bilanz [kg/ha]	NO <sub>3</sub> -Konzentration [mg/l]	Kornertrag [kg/ha]	reduzierter Kornertrag [mg/ha]	N-Abfuhr [kg/ha]	N-Bilanz [kg/ha]	NO <sub>3</sub> -Konzentration [mg/l]
<b>0</b>	<b>0</b>	5033	4103	44	-44		10661	10411	102	-102	
<b>A</b>	<b>90</b>	8962	7156	85	5	7	13818	12701	146	-56	
<b>B</b>	<b>115</b>	9848	7856	100	15	21	14223	12920	154	-39	
<b>K</b>	<b>145</b>	10797	8593	123	22	30	14485	12960	162	-17	
<b>L</b>	<b>175</b>	11163	8596	135	40	<b>56</b>	14634	12731	165	10	18
<b>M</b>	<b>210</b>						14402	12239	168	42	<b>74</b>

wird aus dem gemessenen Kornertrag über die Dünge- und Düngeausbringungskosten berechnet. In einer mehrjährigen Versuchsanstellung kann der Stickstoffaustrag in Richtung Grundwasser aus N-Düngung minus N-Abfuhr berechnet werden (N-Bilanz). Bei bekannter mittlerer jährlicher Grundwasserneubildungsrate im Untersuchungszeitraum (beim Versuch Wagna aus begleitenden Lysimetermessungen, beim Versuch Wagendorf aus numerischen Modellberechnungen) kann die mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser nach der Formel

$$\text{NO}_3 \text{ [mg/l]} = \text{N-Bilanz [kg/ha/a]} / \text{Grundwasserneubildung [mm/a]} * 443$$

berechnet werden. Die Ergebnisse zeigen sowohl hinsichtlich des Ertrages als auch hinsichtlich der Nitratbelastung des Grundwassers für den Standort Wagna ein optimales Stickstoffdüngenniveau bei 145 kg N/ha/a, für den Standort Wagendorf liegt dieses bei 175 kg N/ha/a.

Alle bisher angesprochenen Methoden zur Erfassung der Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualität liefern punktuelle bzw. kleinflächige Ergebnisse. Zur Bewertung der Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualität in einem regionalen Maßstab oder unter Berücksichtigung unterschiedlicher Boden- bzw. Bewirtschaftungsbedingungen wird in zunehmendem Maße das Instrument der numerischen Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung eingesetzt (z.B. FEICHTINGER et al. 2010). Dabei werden mittels numerischer Methoden die Wasserbewegung und der daran gekoppelte Transport von Stoffen in der ungesättigten Zone in Abhängigkeit von Wetter, Bodenprofilaufbau und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung eindimensional vertikal berechnet. Bodendaten können dabei für standörtliche Untersuchungen aus bodenphysikalischen Messungen gewonnen oder bei der regionalen Modellierung aus vorhandenen Bodenkartierungsergebnissen über Pedotransferfunktionen ermittelt werden. Gerade bei regionalen Untersuchungen ist die Kulturartenführung in Abhängigkeit von den standörtlichen Bodenverhältnissen meist nicht im Detail bekannt (oder aufgrund der Gebietsgröße und des damit verbundenen Aufwandes nicht erfassbar). KLAMMLER et al. (2011) stellen dazu ein Verfahren zur Optimierung der Landnutzungsinformation als Input-Parameter für die Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung vor. Dabei wird auch der unterschiedliche Einfluss von jährlich wechselnden Witterungsverhältnissen bei verschiedenen Kulturführungen und Bewirtschaftungsverfahren auf die Grundwasserneubildung und den Stofftransport in der ungesättigten Zone berücksichtigt (KLAMMLER et al. 2012).

Alle bisher vorgestellten Methoden erfassen ausschließlich die Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf den Bodenwasserhaushalt bzw. den Austrag von Wasser und daran gekoppelten Stoffflüssen aus der ungesättigten Zone. Die Grundwasserqualität wird aber neben den landwirtschaftlichen Stoffausträgen auch entscheidend von den Wasser- und Stoffflüssen aus anderen Landnutzungsformen, wie Wald, Siedlungsgebieten oder auch offenen Wasserflächen sowie auch von der Wechselwirkung des Grundwassers mit Oberflächengewässersystemen kontrolliert. Eine gekoppelte Modellierung von Grundwasserströmung und Stofftransport

in der die Prozesse in Boden und ungesättigter Zone unter unterschiedlichen Landnutzungsformen als obere Randbedingung für das Grundwasser verwendet werden und in der die Wechselwirkung des Grundwassers mit angrenzenden Wasserkörpern berücksichtigt wird, stellen KLAMMLER et al. (2013a) vor. Dieses Modell kann in weiterer Folge auch verwendet werden, um die Auswirkungen von Klimawandeleffekten auf die Grundwasserströmung und die Grundwasserqualitätssituation zu prognostizieren (KLAMMLER et al. 2013b).

## Ergebnisse für den Grundwasserleiter „Westliches Leibnitzer Feld“

Für den Grundwasserleiter des westlichen Leibnitzer Feldes, ein Teil des Murtales der im Norden vom Wildoner Buchkogel, im Osten von der Mur und im Westen und Süden von Lassnitz und Sulm begrenzt wird, wurde ein gekoppeltes numerisches Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodell für den Zeitraum 1993 bis 2009 erstellt. Für die ackerbaulich genutzten Flächen wurden die Grundwasserneubildung und der Stickstoffaustrag mit Hilfe eines Bodenwasserhaushalts- und Stickstofftransportmodells auf Tagesbasis berechnet. Im Untersuchungsgebiet werden aufgrund der vorliegenden hydrogeologischen Verhältnisse in den verteilten Siedlungsräumen die Dachwässer und Wässer aus versiegelten Flächen meist auf eigenem Grund und Boden versickert. Dadurch kann angenommen werden, dass für einen großen Teil der Parzellenfläche (Dachflächen und versiegelte Flächen) praktisch keine Verdunstung zur Wirkung kommt, sondern diese Wässer direkt in den Untergrund abgeleitet werden. Für den restlichen Teil der Parzelle wird die Grundwasserneubildung mittels des Bodenwasserhaushaltsmodells auf der Basis einer mehrschichtigen Rasenfläche berechnet. Als Stickstoffinput für diese Berechnung der Grünlandflächen wird den Empfehlungen der Düngemittelhersteller für die Rasendüngung entsprochen. Die Verdunstung von Waldstandorten ist grundsätzlich komplex. Für die Bewertung der Grundwasserneubildung in Waldgebieten wird auf das Verfahren von ALLEN et al. (1998) zurückgegriffen. Dabei wird für einen Bestand mit einer definierten Baumart die Verdunstung aus den Wetterdaten berechnet und die klimatische Wasserbilanz auf Tagesbasis unter Berücksichtigung der Bodenwasservorratsverhältnisse im Sinne eines kapazitiven Ansatzes berechnet. Hinsichtlich des Stickstoffs wird eine Austragskonzentration im Sickerwasser von 10 mg/l Nitrat angenommen. Die Grundwasserneubildung auf offenen Wasserflächen wird aus der klimatischen Wasserbilanz „Niederschlag minus potentielle Evaporation“ auf Tagesbasis berechnet. Aus diesem Bereich erfolgt kein Stickstoffeintrag.

In *Abbildung 1* (links) sind die Ergebnisse der regional berechneten mittleren Nitrat-Austragskonzentrationen für das Untersuchungsgebiet dargestellt. Im Vergleich dazu ist rechts die im Grundwasser gemessene mittlere Nitratkonzentration an den diversen Grundwassermessstellen und deren Verteilung aufgrund einer geostatistischen Interpolation als Mittelwert für den Zeitraum 2000 bis 2010 dargestellt. Auf den ersten Blick ersichtlich sind die Unterschiede in den beiden Darstellungen: die Austragskonzentration aus

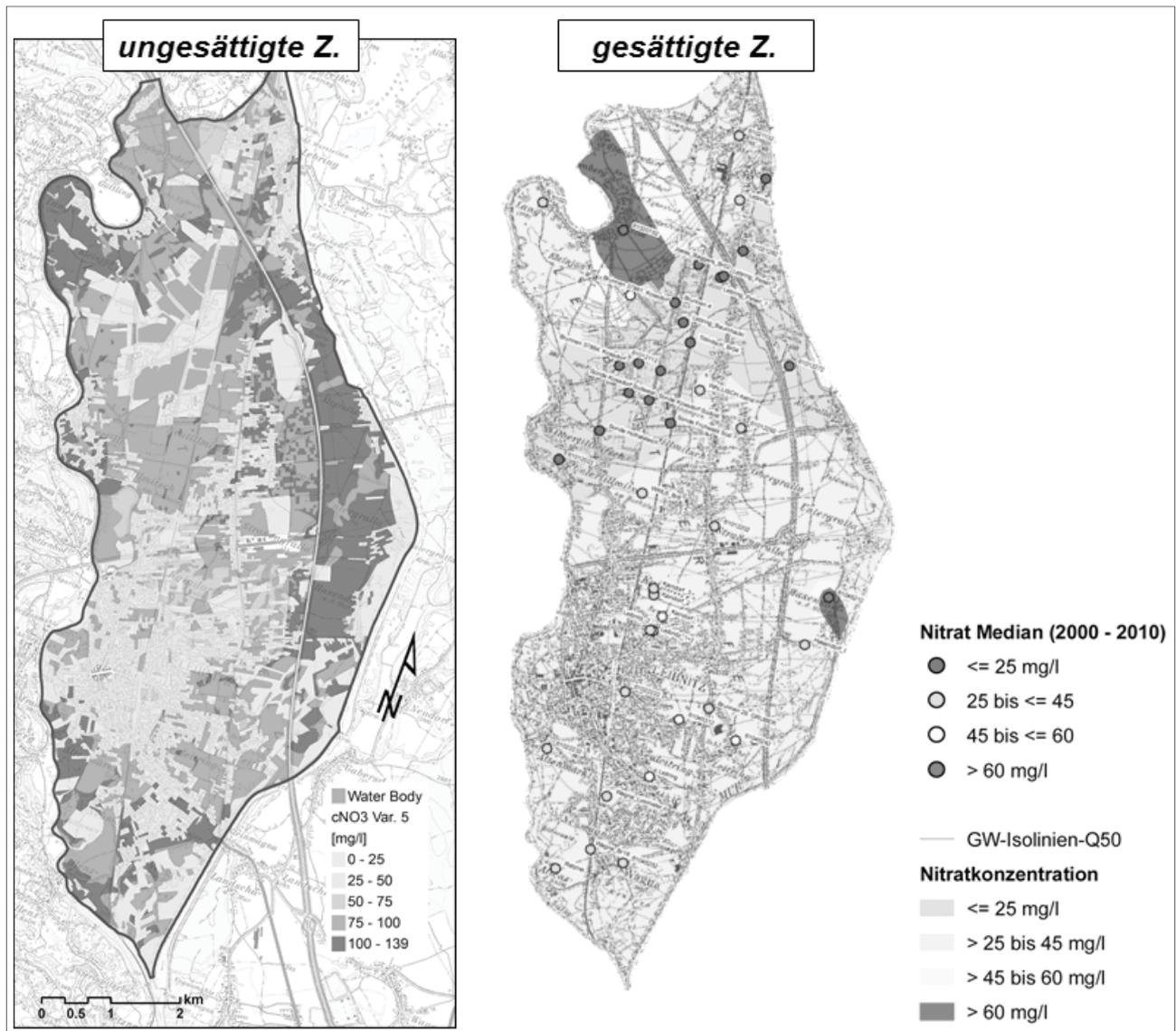


Abbildung 1: Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen der Nitrat-Austragskonzentration aus der ungesättigten Zone (links) und den Messungen der Nitratkonzentration im Grundwasser sowie deren geostatistische Interpolation (rechts) für das westliche Leibnitzer Feld.

der ungesättigten Zone ist signifikant höher als die Messwerte im Grundwasser, die Flächendifferenzierung bei den interpolierten Grundwasserwerten ist deutlich geringer. Vor allem im östlichen Teilbereich werden die durch das Modell berechneten Konzentrationen im Grundwasser auch nicht annähernd durch die Grundwassermessungen wiedergegeben, was einerseits auf fehlende Grundwassermessstellen und andererseits auf völlig unterschiedliche Prozesse in der Entwicklung zurückzuführen ist.

Für den gesättigten Teil des Grundwasserleiters wurde ein instationäres Grundwasserströmungs- und Stickstofftransportmodell auf Basis der Finite-Elemente Diskretisierung entwickelt, in dem die Randbedingungen entlang der Oberflächengewässer mit einer Randbedingung der 3. Art (Leakage Randbedingung) abgebildet wurden. Die untere Randbedingung wird durch den Grundwasserstauer – als Oberfläche des Neogen – dargestellt. Die Grundwasserneubildung wird

als instationäre Flußrandbedingung (Randbedingung 2. Art) auf Tagesbasis - räumlich durch die Hydrotope der landwirtschaftlichen Nutzflächen diskretisiert – abgebildet. Für das Stofftransportmodell wurden die Nitratkonzentrationen in den Oberflächengewässern auf Basis der Daten, die im Rahmen der Gewässergüterehebung gewonnen werden, geschätzt. Die Stickstoffzuflüsse aus der ungesättigten Zone wurden aus dem Bodenwasserhaushaltsmodell bzw. aus den oben beschriebenen Ansätzungen übernommen. Der Nordwestteil des Untersuchungsgebietes musste aufgrund numerischer Artefakte aus der Stofftransportmodellierung herausgenommen werden und eine Konzentrationsrandbedingung im Bereich der Tillmischer Teiche auf der Basis von Messdaten im Grundwasser angesetzt werden.

Ergebnis der gekoppelten numerischen Modellierung ist eine räumlich (je Finitem Element) und zeitlich (auf Tagesbasis) diskretisierte Verteilung der Grundwasserspiegellage und der

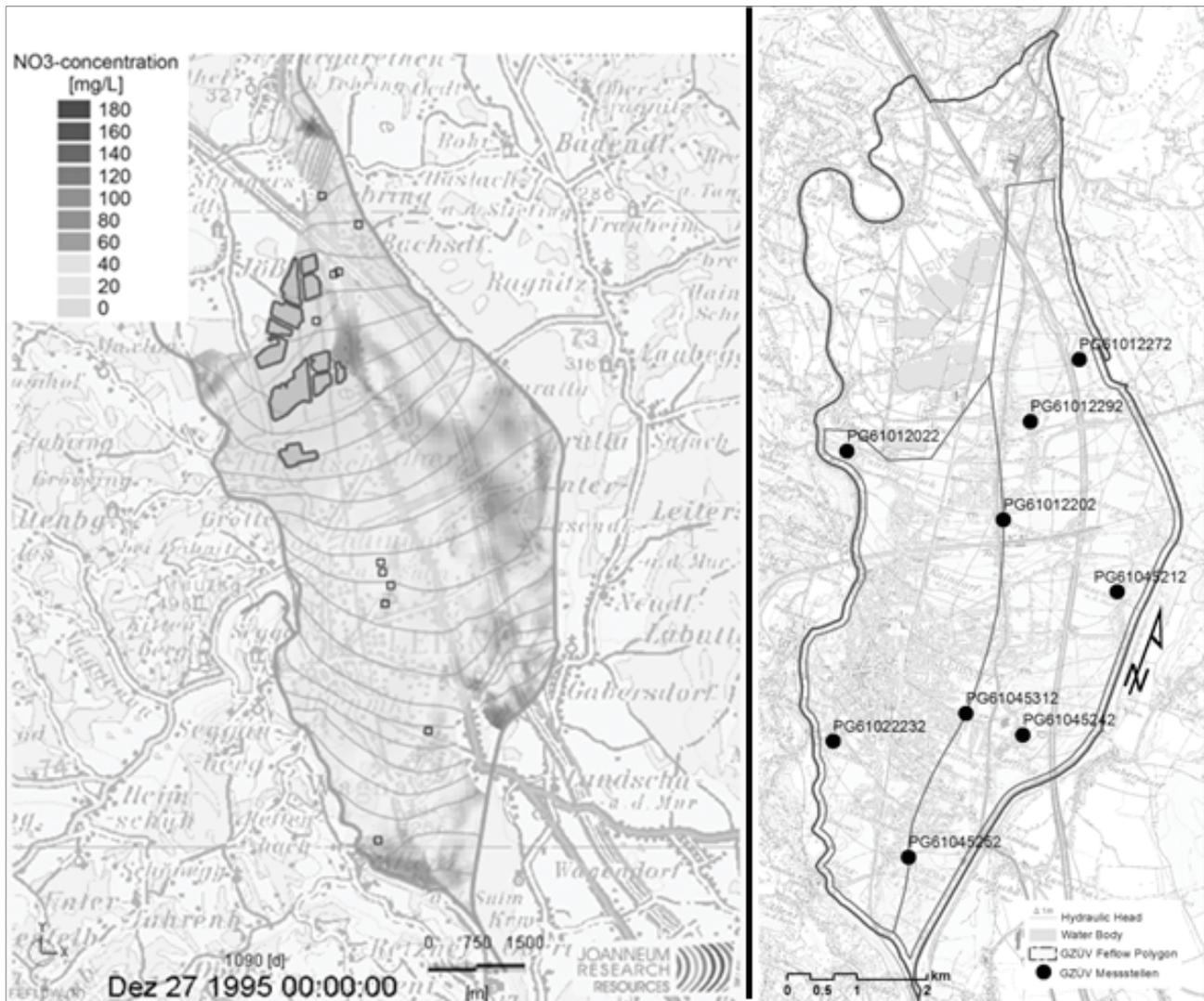


Abbildung 2: Verteilung der Nitratkonzentration für 27.12.1995 als Ergebnis der gekoppelten numerischen Modellierung von Nitrataustrag aus der ungesättigten Zone, der Grundwasserströmung und des Nitrattransportes im Grundwasser (links) und Grundwassermessstellen im Rahmen der GZÜV (rechts) im westlichen Leibnitzer Feld.

Nitratkonzentration. Durch diese Diskretisierung kann ein sehr detailliertes Video für die Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasserkörper erstellt werden. Die Ergebnisse für den 27.12.1995 sind exemplarisch in *Abbildung 2* (links) dargestellt. Auffällig sind die hohen Konzentrationen im Ostteil, was im Einklang mit den Ergebnissen der Bodenwasserhaushaltsmodellierung steht. Im Bereich des KW Lebring und unterstrom der Tillmitscher Teiche sowie partiell im Nahbereich zur Sulm ist durch die Wechselwirkung des Grundwassers mit den Oberflächengewässern eine deutliche Abminderung der Nitratkonzentration festzustellen.

In der Bewertung der Nitratentwicklung eines Grundwasserfeldes werden üblicherweise die gemittelten Nitratkonzentrationswerte an den Messstellen der GZÜV über die Zeit dargestellt. Zu diesem Zweck sind in *Abbildung 2* diese Messstellen im westlichen Leibnitzer Feld bezogen auf das Modellgebiet und gesplittet in einen West- und Ostteil dargestellt. Diese Trennlinie wurde so gewählt, dass die drei Messstellen auf der Linie sowohl für die Mittelung des West-

als auch des Ostteils herangezogen werden können. Für die Auswertung des gekoppelten Nitrattransportmodells können nun die Nitratkonzentrationswerte aller Finiten Elemente eines ausgewählten Bereiches des Untersuchungsgebietes für jeden Zeitschritt (in diesem Fall 1 Tag) des Modells gemittelt und über den zeitlichen Verlauf dargestellt werden. Der Vergleich dieser beiden Darstellungsarten zeigt sodann den Unterschied zwischen der Mittelung einiger weniger Messstellen und den Gebietsmittelwerten aus der räumlichen Diskretisierung des Modells.

Für das gesamte Modellgebiet zeigt dieser Vergleich eine deutlich geringere Amplitude der Nitratkonzentration im Vergleich zu den gemessenen Daten, wobei die absolute Höhe der Nitratkonzentration mit einem gemessenen Mittelwert von 39 mg/l zu dem berechneten Mittelwert von 36 g/l gut vergleichbar ist. Der lineare Trend weist in beiden Fällen fallende Werte auf, wobei die Steigung aus den Messwerten etwa 4 mal so hoch ist wie aus den Modellrechnungsergebnissen.

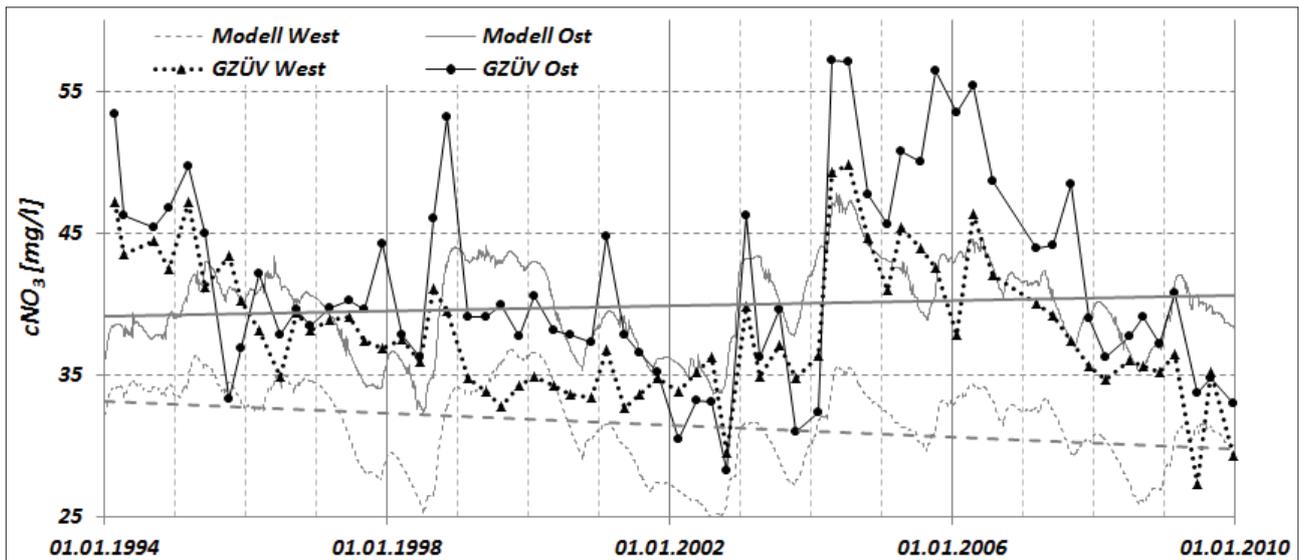


Abbildung 3: Ganglinien der Mittelwerte der Nitratkonzentration im Grundwasser an den GZÜV – Messstellen im westlichen und östlichen Teil des Leibnitzer Feldes (Lage der Messstellen siehe Abbildung 2 – rechts) im Vergleich zu den mittleren berechneten Nitrat-Konzentrationsganglinien für die beiden Teilbereiche sowie der daraus ermittelten Trendgeraden.

In *Abbildung 3* sind die Ganglinien der Mittelwerte der Nitratkonzentration im Grundwasser an den GZÜV – Messstellen im westlichen und östlichen Teil des Leibnitzer Feldes (Lage der Messstellen siehe *Abbildung 2* – rechts) im Vergleich zu den mittleren berechneten Nitrat-Konzentrationsganglinien für die beiden Teilbereiche sowie der daraus ermittelten Trendgeraden dargestellt. Deutlich erkennbar ist dabei, dass die gemessenen Nitratkonzentrationen an den Messstellen im Westteil deutlich über den berechneten Werten für dieses Teilgebiet liegen. Ursache dafür ist die Lage der Messstellen in den stärker agrarisch genutzten Bereichen, sodass die Wirkung der Schutzgebiete für die Brunnenanlagen, die Wirkung der Tillmitscher Teiche und die Wirkung des Siedlungsgebietes von Leibnitz nur untergeordnet repräsentiert werden. Im Ostteil des Untersuchungsgebietes liegen die berechneten Werte im Bereich der gemessenen Werte – hier liegt in erster Linie ackerbauliche Nutzung vor – allerdings auf deutlich höherem Niveau als im Ostteil. Auffällig ist die Trendlinie: während im Westteil ein deutlich fallender Trend ersichtlich ist, ist im verstärkt agrarisch genutzten Bereich sogar ein steigender Trend der Nitratkonzentration im Grundwasser erkennbar.

Deutlich erkennbar ist in den modellierten Ganglinien der Nitratkonzentration für die beiden ausgewählten Teilbereiche, dass kurzfristige Trends in der Entwicklung der Nitratwerte aufgrund des großen Einflusses der meteorologischen Entwicklung keinesfalls abgeleitet werden dürfen. Alleine die Trendberechnung über einen Zeitraum von 15 Jahren scheint eine gewisse Aussagekraft über die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentration zu haben.

Das gekoppelte Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodell des westlichen Leibnitzer Feldes wurde auch zur Bewertung der Auswirkungen von Effekten des Klimawandels auf die Grundwasserspiegellagenentwicklung und auf die Nitratkonzentration im Grundwasser genutzt (KLAMMLER et al. 2013b). Dabei zeigten sich einerseits hohe Unsicherheiten in der regionalen Ableitung meteorolo-

gischer Parameter aus den Klimaszenarien, andererseits die große Bedeutung der Einbeziehung zu erwartender pflanzenbaulich-züchterischer Entwicklungen. Als Ergebnis konnten für das kommende Jahrhundert keine gravierenden Auswirkungen von prognostizierten Klimawandeleffekten auf Grundwassermenge und Nitratkonzentration im Grundwasser des westlichen Leibnitzer Feldes erkannt werden.

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Prognose der Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen und des Klimawandels auf die Grundwasserqualität ist ein intensiv bearbeitetes Forschungsfeld. Üblicherweise werden bis dato die Ergebnisse von Untersuchungen und Modellberechnungen aus Boden und ungesättigter Zone in Relation zu Messdaten der Grundwasserqualität gestellt und die Unterschiede interpretativ bewertet.

Für den Grundwasserleiter des westlichen Leibnitzer Feldes wurde ein gekoppeltes regionales instationäres Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodell entwickelt, das die Prozesse der ungesättigten Zone mit den Prozessen in der gesättigten Zone gemeinsam betrachtet.

Die Ergebnisse zeigen eine sehr detaillierte räumliche Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser als Ergebnis der flächendifferenzierten Oberflächenbewirtschaftung und der sehr bedeutsamen Wechselwirkung des Grundwassers mit angeschlossenen Oberflächengewässersystemen.

Aus derzeitiger Sicht erscheint die gekoppelte numerische Modellierung von Grundwasserströmung und Nitrattransport die einzige Möglichkeit zu sein, die Auswirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten realitätsnah bewerten zu können, weil in einem derartigen Modell die komplexen Wechselwirkungen der unterschiedlichen Kompartimente Berücksichtigung finden können.

Bei der Verwendung des Modells zur Bewertung der Auswirkung von Klimawandeleffekten auf das Grundwasser zeigten sich einerseits hohe Unsicherheiten in der regionalen

Ableitung meteorologischer Parameter aus den Klimaszenarien, andererseits die große Bedeutung der Einbeziehung zu erwartender pflanzenbaulich-züchterischer Entwicklungen.

## Literatur

- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, 300 S.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 2013: Versuchsbericht 2012 der Versuchstätigkeit der steirischen Landwirtschaftsschulen. Hatzendorf, 71 S.
- BMLFUW, 2009: Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. Wien, 225 S.
- BMLFUW, 2013: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2012, Wien, 130 S.
- FANK, J., 1999: Die Bedeutung der ungesättigten Zone für Grundwasserneubildung und Nitratbefruchtung des Grundwassers in quartären Lockersediment-Aquiferen am Beispiel des Leibnitzer Feldes (Steiermark, Österreich). Beiträge zur Hydrogeologie, 49/50, 101-388, Graz.
- FANK, J., G. DERSCH, F. FEICHTINGER und J. ROBIER, 2010: Erforderliche Maßnahmen und Umsetzungsoptionen für eine grundwassertragfähige Landwirtschaft im Murtal-Grundwasserleiter. Bericht zum 2. Umweltökologischen Symposium „Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft“ am 02. und 03.03.2010 in Raumberg- Gumpenstein, 43-50.
- FEICHTINGER, F., G. DERSCH, J. FANK und J. ROBIER, 2010: Stickstoffflüsse auf Ackerland des Murtales in Hinblick auf grundwassertragfähige Bewirtschaftung. 2. Umweltökologisches Symposium „Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft“. 02.-03.03.2010 Gumpenstein, 37-42.
- KLAMMLER, G., J.C. DRAXLER, J. FANK, H. KUPFERSBERGER und G. ROCK, 2011: Optimierung der Landnutzungsinformation als Input-Parameter für die Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung. Bericht zur 14. Gumpensteiner Lysimetertagung 2011: Lysimeter in der Klimaforschung und Wasserwirtschaft. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irtdning, 127-135.
- KLAMMLER, G., G. ROCK, J. FANK and H. KUPFERSBERGER, 2012: Generating land use information to derive diffuse water and nitrate transfer as input for groundwater modelling at the aquifer scale. IAHS Publ. 355:237-242.
- KLAMMLER, G., H. KUPFERSBERGER, G. ROCK and J. FANK, 2013a: Modeling coupled unsaturated and saturated nitrate distribution of the aquifer Westliches Leibnitzer Feld, Austria. Environ. Earth Sci. 69(2), 663-678.
- KLAMMLER, G., H. KUPFERSBERGER and G. ROCK, 2013b: Investigating the impact of conceptual model uncertainty and diverging climate change scenarios on ground-water nitrate concentration predictions. IAHS Publ. 359, 364-370.
- ZACHARIAS, S., H.R. BOGENA, L. SAMANIEGO, M. MAUDER, R. FU, T. PÜTZ, M. FRENZEL, M. SCHWANK, C. BAESSLER, K. BUTTERBACH-BAHL, O. BENS, E. BORG, A. BRAUER, P. DIETRICH, I. HAJNSEK, G. HELLE, R. KIESE, H. KUNSTMANN, S. KLOTZ, J.C. MUNCH, H. PAPEN, E. PRIESACK, H.P. SCHMID, R. STEINBRECHER, U. ROSENBAUM, G. TEUTSCH and H. VERECKEN, 2011: „A Network of Terrestrial Environmental Observatories in Germany“. In: Vadose Zone Journal 10.3, 955-973.

# Hoch aufgelöste Erosionsrisiko- und Gewässeranschlusskarten als Hilfsmittel für den Vollzug

Volker Prasuhn<sup>1\*</sup>, Simon Alder<sup>2</sup>, Hanspeter Liniger<sup>2</sup> und Karl Herweg<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Für den Vollzug der gesetzlichen Grundlagen im Bereich Bodenerosion wurden im Auftrag der Bundesämter für Landwirtschaft und Umwelt je eine Karte der potentiellen Erosionsgefährdung und eine der Wahrscheinlichkeit des Gewässeranschlusses im 2x2-Meter-Raster für die landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz erstellt. 56% der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Tal- und Hügellandes wurden als nicht erosionsgefährdet klassiert, 12% als potentiell erosionsgefährdet und 32% als stark potentiell erosionsgefährdet. Die Hälfte aller Flächen hat einen potentiellen Gewässeranschluss. Dabei ist die Anschlusswahrscheinlichkeit bei 20% dieser Flächen hoch, bei 54% mittel und bei 26% niedrig. Der Gewässereintrag erfolgt bei knapp einem Drittel auf direktem Weg, bei gut zwei Dritteln auf indirektem Weg über Straßeneinlaufschächte und Meteorwasserableitungen. Mehr als doppelt so viele Flächen haben also einen indirekten Gewässeranschluss. Dies ist bei der Maßnahmenplanung zu berücksichtigen.

*Schlagwörter:* Bodenerosion, Konnektivität, Gewässerbelastung, Maßnahmenplanung, Politikberatung

## Summary

In order to support implementation of legal regulations regarding soil erosion the federal agencies for agriculture and the environment mandated two maps: one showing potential erosion risk and a second one indicating potential connection between agricultural land and water bodies. Both maps cover Switzerland's agricultural area with a resolution of 2x2 m. 56% of agricultural land in Switzerland's valley and hill zones were classified as having no erosion risk, 12% as having potential erosion risk, and 32% as having severe potential erosion risk. About half of the total area is potentially connected to water bodies. Of this total area, 20% are classified as having a high potential connectivity, 54% a moderate potential connectivity, and 26% a low potential connectivity. About one third of the total area is directly connected to water bodies, while two-thirds are indirectly connected through roads and rainwater drainage channels. Thus, a much larger area is affected by indirect channels – an important factor that must be taken into consideration when planning measures.

*Keywords:* soil erosion, connectivity, water pollution, action planning, policy guidance

## Einleitung

Bodenerosion durch Wasser ist in der Schweizer Landwirtschaft ein wichtiges Thema. Es existieren dazu zahlreiche gesetzliche Grundlagen im Landwirtschaftsgesetz, Umweltschutzgesetz und Gewässerschutzgesetz, bzw. in der Direktzahlungsverordnung (DZV) und der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö). Der Vollzug dieser gesetzlichen Grundlagen unterliegt i.d.R. aber den Kantonen und ist in der Praxis häufig ungenügend. Das Bundesamt für Landwirtschaft hat mit dem Auftrag zur Erstellung einer hoch aufgelösten Erosionsrisikokarte (ERK2) ein Hilfsmittel geschaffen, um die Einschätzung der Gefahr von oberflächlichem Bodenabtrag durch Wasser besser beurteilen zu können und vereinfacht damit die Umsetzung der bestehenden Gesetze und Verordnungen. Die Rechtsgleichheit für alle Kantone ist gegeben, da die Karte schweizweit über einheitliche Berechnungsgrundlagen und Klassierungskriterien verfügt. Die ERK2 soll Landwirtinnen und Landwirte für die Thematik sensibilisieren und soll den zuständigen kantonalen Behörden Hinweise geben,

wo sich die Hot-Spots für Erosion befinden. Auf diesen Flächen kann dann durch eine angepasste Bewirtschaftung das Erosionsrisiko stark vermindert werden. Damit ähnelt die ERK2 in gewissem Grad den in der EU im Rahmen von Cross Compliance erstellten Erosionsgefährdungskatastern.

Diverse Feldbeobachtungen in der Schweiz haben gezeigt, dass rund 20% des erodierten Bodenmaterials in Gewässer gelangen und diese Gewässereinträge von Erosionsmaterial inklusive mitgeführten Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln auf direktem oder indirektem Weg erfolgen können (LEDERMANN et al. 2010, PRASUHN 2011). Flächen mit direktem Gewässeranschluss liegen neben dem Gewässer oder sind über temporär wasserführende Gräben oder Tiefenlinien ans Gewässer angeschlossen. Bei Flächen, die einen indirekten Gewässeranschluss haben, kann der Oberflächenabfluss über Drainageschächte und Einlaufschächte der Straßentwässerung ins Gewässer gelangen. Diese indirekten Anschlüsse bestehen, weil im Rahmen von Meliorationen zahlreiche kleine Bäche eingedolt und mit Kontrollschächten versehen wurden. Zudem sind die

<sup>1</sup> Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

<sup>2</sup> Centre for Development and Environment (CDE), Universität Bern, CH-3010 BERN

\* Ansprechpartner: Dr. Volker Prasuhn, volker.prasuhn@agroscope.admin.ch

meisten Straßen und Güterwege über Einlaufschächte entwässert und so mit einem Gewässer kurz geschlossen. Insofern liegt in der Schweiz eine besondere Situation vor, die sich z.B. von Deutschland und Österreich unterscheidet, wo die Straßenentwässerung meist über seitliche Sickergräben erfolgt (HÖSL und STRAUSS 2011, STRAUSS et al. 2011, BUG und MOSIMANN 2011). Häufig stammen die größten Stoffeinträge in ein Gewässer nur von einzelnen, angeschlossenen Äckern eines Gebietes. Wenn diese Sedimenthauptlieferflächen oder „Critical Source Areas“ erkannt werden, kann mit Reduktionsmaßnahmen auf einem kleinen Teil der landwirtschaftlichen Fläche ein großer Teil der Stoffeinträge ins Gewässer verhindert werden (FREY et al. 2011).

Die auf der ERK2 aufbauende Gewässeranschlusskarte (GAK2) zeigt, wo ein hohes Risiko für Gewässerbelastungen durch Bodenerosion zu erwarten ist und wo gezielt Gewässerschutzmaßnahmen wie Pufferstreifen ergriffen werden sollten. ERK2 und GAK2 sind Hilfsmittel für Landwirt und Behörden. Sie sind öffentlich über das Internet zugänglich und jeder kann sich seine Parzelle oder die des Nachbarn anschauen. Sie ersetzen jedoch keinesfalls detaillierte Feldabklärungen vor Ort.

## Material und Methoden

### Erosionsrisikokarte (ERK2)

Die ERK2 bildet das potentielle Erosionsrisiko der landwirtschaftlich genutzten Fläche der Schweiz vom Talgebiet bis zur Bergzone 2 im 2x2-Meter-Raster ab. Dazu wurde die Software AVErosion 1.0, eine frei verfügbare Extension für das ESRI GIS-Programm ArcView 3.x, verwendet (SCHÄUBLE 2005). AVErosion berechnet auf Basis der „Modified Universal Soil Loss Equation“ (MUSLE) bzw. der „Allgemeinen Bodenabtragsgleichung“ (ABAG) den langjährigen mittleren Bodenabtrag (A) aus der Multiplikation der Faktoren:

R = Niederschlagserosivität

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor

L = Größe des Einzugsgebietes

S = Hangneigungsfaktor

Bei AVErosion erfolgt die Berechnung der Relieffaktoren (L und S) in Einzugsgebietsdimension, das heißt unter Einbezug von Nachbarschaftsbeziehungen aller 2x2-Meter-Rasterzellen und unter Berücksichtigung von Hangrichtungswechseln. Sie beruht auf dem „Unit Contributing Area Concept“ und verwendet „Multiple-flow-Algorithmen“, im Gegensatz zur klassischen USLE, die auf dem „Regular Slope Concept“ beruht und „Single-flow-Algorithmen“ verwendet. Dadurch werden die Fließwege des Wassers in Geländemulden (Talwege) sehr gut abgebildet.

Die Berechnungsgrundlage bilden Feldblöcke (zusammenhängende landwirtschaftlich genutzte Flächen, die von relativ stabilen, in der Natur erkennbaren Außengrenzen wie Wald, Straßen, Siedlungsflächen, Gewässer umgeben sind). Die Feldblöcke wurden für die ganze Schweiz einheitlich aus der Karte Vector25 - dem digitalen Landschaftsmodell der Schweiz - erstellt. Eine Trennung von Ackerland und

**Tabelle 1: Wassererosionsgefährdungsklassen der ERK2 in Anlehnung an die gesetzlichen Vorgaben der Deutschen Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung.**

Klasse	Beschreibung	Wert (S x L x K x R)	Darstellung
1	Keine Erosionsgefährdung	0–30	grün
2	Erosionsgefährdung	30–55	gelb
3	Hohe Erosionsgefährdung	>55	rot

Dauergrünland ist mit den derzeit verfügbaren digitalen Datensätzen allerdings nicht möglich. Insgesamt wurden 180'920 Feldblöcke ausgeschieden. Der Mittelwert der Feldblockgröße beträgt 5,0 ha, der Median 2,4 ha.

Das verwendete Höhenmodell DTM-AV ist das digitale Terrainmodell der amtlichen Vermessung (Swisstopo). Es wurde zwischen 2000 und 2007 mittels „Airborne Laser Scanning“ erhoben. Aus Punktdaten wurde ein Gittermodell mit 2x2-m-Raster interpoliert. Die Genauigkeit liegt im offenen Gelände bei ±50 cm. Durch die hohe Auflösung ermöglicht es eine sehr gute Abbildung erosionsrelevanter, kleinräumiger Strukturen wie Geländemulden oder -stufen. R- und K-Faktoren wurden aus bestehenden Karten übernommen (PRASUHN et al. 2007). Die Einstufung in drei verschiedene Gefährdungsstufen erfolgte durch Multiplikation der Faktoren S, L, K und R in Anlehnung an die Vorgaben der Deutschen Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (Tabelle 1). Zusätzlich wurde eine detailliertere, neunstufige Skala erstellt. Das methodische Vorgehen wurde ausführlich in GISLER et al. (2010, 2011) und PRASUHN et al. (2011, 2013) dokumentiert.

### Gewässeranschlusskarte (GAK2)

Die GAK2 bildet die Anschlusswahrscheinlichkeit - auf direktem oder indirektem Weg - an Oberflächengewässer von potentiell erosionsgefährdeten Flächen der landwirtschaftlich genutzten Fläche der Schweiz vom Talgebiet bis zur Bergzone 2 im 2x2-Meter-Raster ab. Da das Gewässernetz von Vector25 nicht alle Oberflächengewässer und zeitweise wasserführenden Gräben umfasst und eingedolte Bäche fehlen, wurden im Modell Tiefenlinien berechnet, die als Ergänzung des Gewässernetzes in die Berechnung einfließen. Flächen, in denen Oberflächenabfluss aus mehr als 5'000 m<sup>2</sup> zusammenfließt, wurden als potentielle Talwege mittels SAGA-GIS ausgeschieden. Da der Straßenlayer in Vector25 keine Information enthält, ob eine Straße bzw. ein Güterweg entwässert ist, wurden im Modell anhand der Straßenklassen - also des Ausbaustandards der Straßen - und deren Lage im Relief alle Straßen und Güterwege in entwässerte und nicht entwässerte Straßen klassiert. Für die Berechnung wurde dann angenommen, dass alles Wasser, das in eine Tiefenlinie oder auf eine entwässerte Straße fließt, auch ins nächste Gewässer gelangt. Somit bilden das Oberflächengewässernetz, ausgeschiedene Tiefenlinien und als entwässert klassierte Straßen und Güterwege das erweiterte Gewässernetz ein erweitertes Gewässernetz, das für die Berechnung des Gewässeranschlusses verwendet wurde.

Neben Leitlinien für den Oberflächenabfluss wie die oben beschriebenen Tiefenlinien und entwässerten Straßen gibt es auch abflussbremsende Elemente. Alle nicht entwässerten

Straßen und Güterwege, Wald, Hecken, Siedlungsflächen und relativ ebene Flächen mit weniger als 2% Neigung wurden als abflussbremsende oder nicht zum Abfluss beitragende Flächen ausgeschnitten. Von jeder Rasterzelle des Höhenmodells wurde dann mit SAGA-GIS die Oberflächenfließdistanz zum erweiterten Gewässernetz berechnet. Diese beinhaltet die vertikale und die horizontale Fließdistanz. Die Fließdistanz (in Metern) zum erweiterten Gewässernetz wurde analog zur ERK2 in neun Klassen unterteilt, unter der Annahme, dass mit zunehmender Fließdistanz die Anschlusswahrscheinlichkeit abnimmt. Im letzten Schritt des Modells wurden die neun Fließdistanzklassen mit den neun Erosionsrisikoklassen unter Zuhilfenahme von Gewichtungsfaktoren verrechnet und zu drei Klassen der Anschlusswahrscheinlichkeit aggregiert. Flächen mit hohem Erosionsrisiko und geringer Fließdistanz zum erweiterten Gewässernetz haben die größte Anschlusswahrscheinlichkeit, Flächen mit geringem Erosionsrisiko und großer Fließdistanz haben die geringste Anschlusswahrscheinlichkeit. Außerdem gibt es die nicht angeschlossenen Flächen. Das methodische Vorgehen ist ausführlich in ALDER et al. (2013) dokumentiert.

## Resultate

### Erosionsrisikokarte (ERK2)

Die Resultate der Erosionsrisikoberechnungen werden in zwei Varianten angeboten. Die erste Karte liefert die Einteilung in die drei Gefährdungsstufen gemäß *Tabelle 1*. Diese Karte soll einen raschen Überblick über die Erosionsdisposition des gewählten Ausschnittes bieten (*Abbildung 1*). Dies ermöglicht einfache statistische Auswertungen für beliebige Ausschnitte. So kann zum Beispiel für eine Parzelle, einen Feldblock oder eine Gemeinde der relative Flächenanteil der drei Klassen im GIS leicht berechnet werden. Die zweite Karte beinhaltet den Originaldatensatz mit absoluten Werten für den potentiellen Bodenabtrag pro Rasterzelle. Die vorgegebene Klassierung in neun Klassen orientiert sich sowohl bei den Werten als auch bei der Farbgebung an den Vorgaben von *Tabelle 1*. Die stärkere Unterteilung ergibt eine detaillierte Darstellung und ist deshalb für die Ursachenanalyse einer einzelnen gefährdeten Parzelle gut geeignet. Die farbigen Karten des potentiellen Erosionsrisikos finden sich in GISLER et al. (2010, 2011),

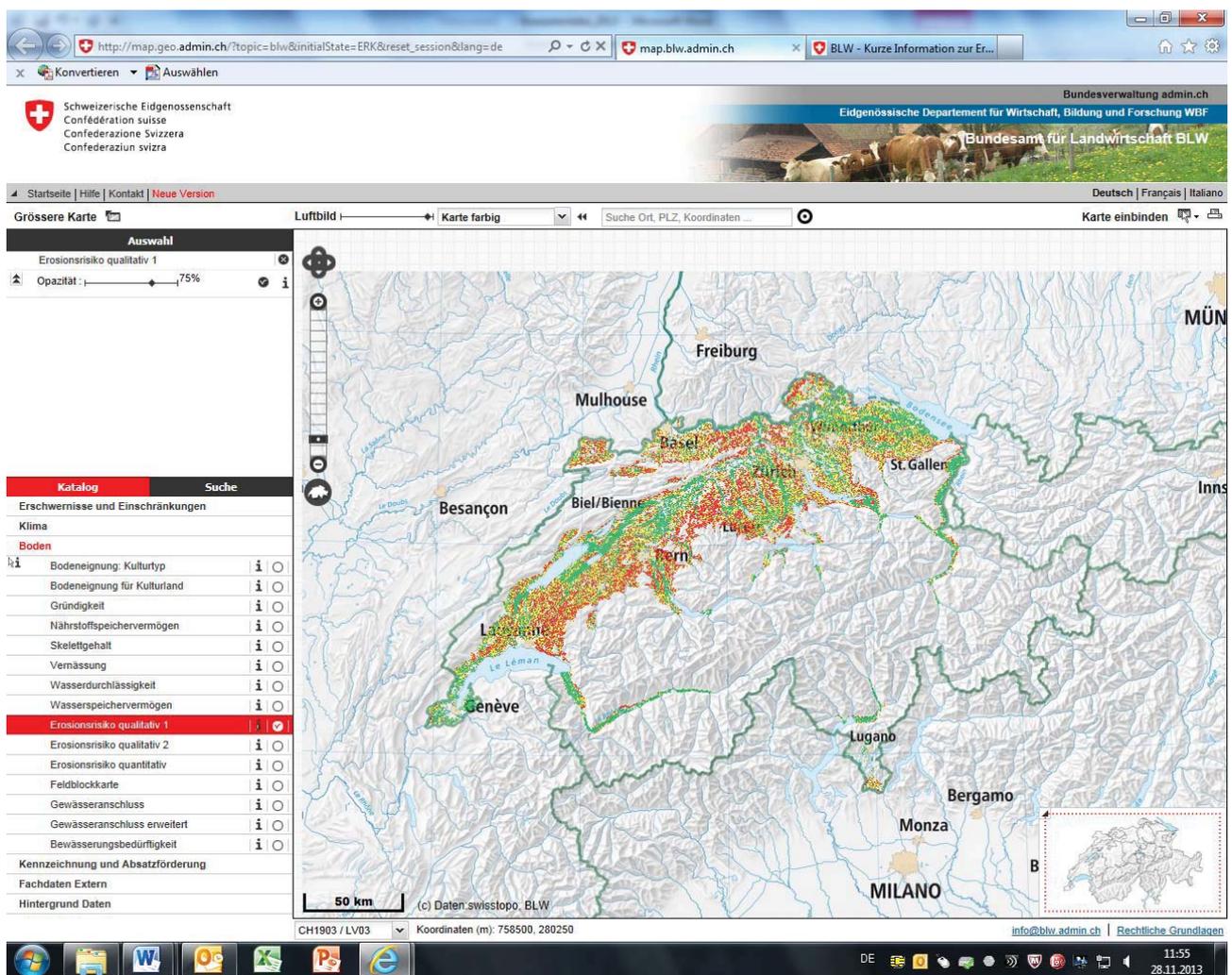


Abbildung 1: Screenshot der Webseite des Bundesamtes für Landwirtschaft der Erosionsrisikokarte der Tal- und Hügellzone der Schweiz.

**Tabelle 2: Anteil Flächen mit keinem, direktem oder indirektem Gewässeranschluss.**

Gewässeranschluss	Kein	Direkt	Indirekt
Tal- und Hügelzone (606'678 ha)	50%	16%	34%

**Tabelle 3: Anschlusswahrscheinlichkeit der angeschlossenen Flächen.**

Anschlusswahrscheinlichkeit	Hoch	Mittel	Niedrig
Tal- und Hügelzone (606'678 ha)	20%	54%	26%

PRASUHN et al. (2011, 2013) und sind unter <http://map.geo.admin.ch> öffentlich zugänglich.

Die Ackerfläche der Schweiz (inklusive Klee gras-Ansaatwiesen) beläuft sich auf 405'214 ha sowie 13'084 ha Reben (Jahr 2010). Davon befinden sich 90% (377'567 ha) in der Tal- und Hügelzone. Daher wurden die Bergzonen 1 und 2, welche zwar auch berechnet wurden, nicht abgebildet (*Abbildung 1*) und können bei Bedarf zugeschaltet werden. Die dargestellte Fläche in der Tal- und Hügelzone umfasst 606'233 ha. 38% der abgebildeten Flächen sind Dauergrünland und 62% Ackerland oder Reben. Dies ist bei der Interpretation der Resultate unbedingt zu berücksichtigen. 56% der Fläche wurden als nicht erosionsgefährdet klassiert, 12% als potentiell erosionsgefährdet und 32% als stark potentiell erosionsgefährdet. Viele der als stark potentiell erosionsgefährdet klassierten Flächen befinden sich am Übergang der Hügel- zur Bergzone. Hier dürften viele Flächen als Dauergrünland genutzt werden, was deren aktuelles Erosionsrisiko praktisch unerheblich macht.

### Gewässeranschlusskarte (GAK2)

Die farbigen Karten des Gewässeranschlusses finden sich in ALDER et al. (2013), und sind wie die ERK2 unter

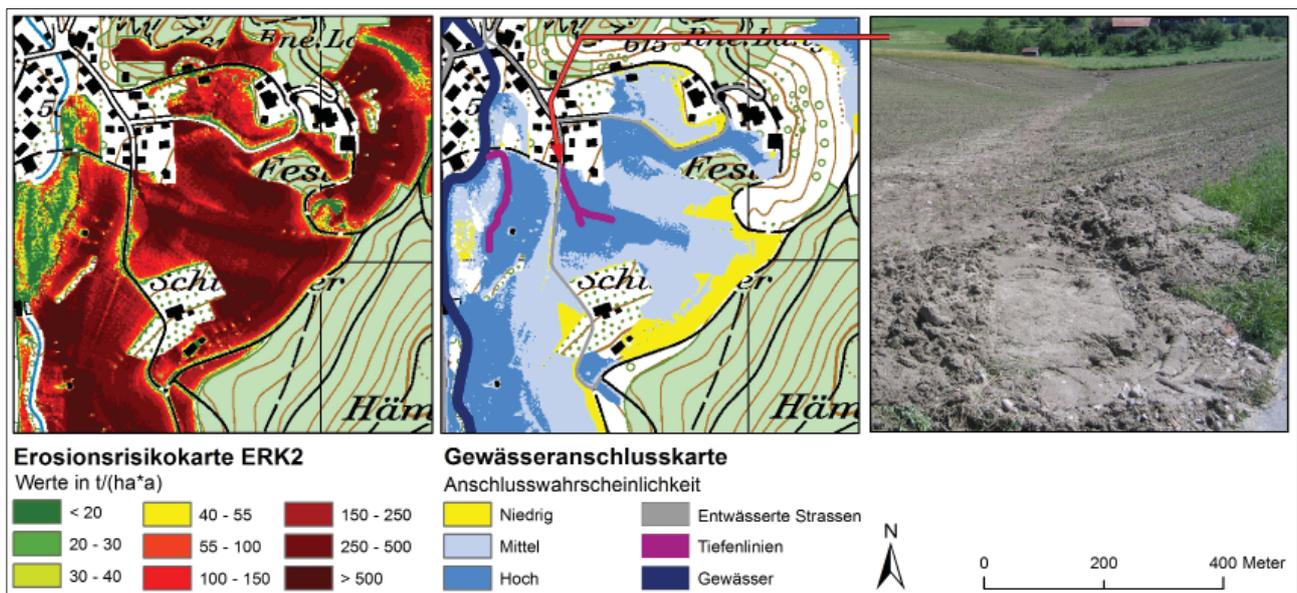
<http://map.geo.admin.ch> öffentlich zugänglich. Von den berechneten 888'050 ha landwirtschaftlicher Fläche im Talgebiet und den Bergzonen 1 und 2 weisen mehr als die Hälfte (55%) einen potentiellen Gewässeranschluss auf, von den 606'678 ha Flächen in der Tal- und Hügelzone 50% (*Tabelle 2*). Dabei ist die Anschlusswahrscheinlichkeit bei 20% dieser Flächen hoch, bei 54% mittel und bei 26% niedrig (*Tabelle 3*). Bei den 50% potentiell angeschlossenen Flächen erfolgt der Eintrag bei 16% auf direktem Weg, bei 34% auf indirektem Weg über Straßeneinlaufschächte und Meteorwasserableitungen (*Tabelle 2*). Mehr als doppelt so viel Flächen haben also einen indirekten Gewässeranschluss. Dieses überraschende Resultat ist für die Maßnahmenplanung bedeutend.

### Validierung bzw. Plausibilisierung von ERK2 und GAK2

Die Validierung des Modells AVErosion erfolgte mit 10-jährigen Messdaten von Erosionsschadenskartierungen für 203 Parzellen (PRASUHN 2010, 2011). Es konnte eine befriedigende Übereinstimmung für die hoch erosionsgefährdeten Parzellen gefunden werden. Weiterhin wurden ERK2 und GAK2 in zahlreichen Gebieten durch Feldbegehungen mit Fachleuten und Landwirten auf Plausibilität geprüft (*Abbildung 2*). Bei den Feldbegehungen hat sich gezeigt, dass die beiden Karten vor allem aufgrund der hohen Qualität des digitalen Geländemodells die Realität sehr gut abbilden. Dies ist ein entscheidender Faktor für die Akzeptanz der Karten bei den Landwirten und Behörden.

### Vollzug Erosionsschutz

Mit der Vollzugshilfe "Bodenschutz in der Landwirtschaft" (BAFU und BLW 2013) liegt neu eine Grundlage vor, die die derzeit geltenden gesetzlichen Grundlagen im Bereich Bodenerosion erläutert und konkretisiert. Auch wenn der Vollzug in vielen Teilen Aufgabe der Kantone ist, soll die



**Abbildung 2: Erosionsrisikokarte, Gewässeranschlusskarte und Foto einer Tiefenlinie in Melchnau (Quelle: GISLER et al. 2010, Foto: Thomas Ledermann am 8.6.2007).**

Vollzugshilfe einen schweizweit koordinierten und einheitlichen Vollzug ermöglichen. Unterschieden wird dabei zwischen „Vorgehen bei der Überwachung von Erosion“ und „Vorgehen bei einem konkreten Erosionsfall“ (BAFU und BLW 2013). Vor allem bei der Überwachung stellt die ERK2 ein wichtiges Hilfsmittel dar. Gemäß VBBo müssen die Kantone Gebiete überwachen, in denen entweder fest steht oder zu erwarten ist, dass die Belastungen die Bodenfruchtbarkeit gefährden (Art. 4 VBBo). Hier stehen also Prävention und Beobachtung im Vordergrund. Dies kann meistens wegen mangelnder finanzieller und personeller Ressourcen nicht flächendeckend erfolgen, sondern soll stichprobenartig durchgeführt werden. In einem ersten Schritt soll dabei die zuständige Behörde auf der Grundlage der ERK2 Vorrangregionen für die Überwachung auswählen. Dies sind Regionen mit großem Anteil an Flächen mit hohem Erosionsrisiko (rote Flächen auf der Karte). Innerhalb dieser Vorrangregion werden einzelne Feldblöcke und in diesen Feldblöcken wiederum einzelne Ackerschläge, deren zusammenhängender Rot-Anteil  $>0,5$  ha ist, für eine detailliertere Abklärung ausgewählt. Die ausgewählten Ackerschläge müssen dann vor Ort überprüft werden. Zunächst wird überprüft, ob der jeweilige Ackerschlag tatsächlich ein hohes Erosionsrisiko aufweist. D.h., ob die ERK2 die Parzelle richtig abbildet oder ob modellbedingte Fehler (z.B. nicht erfasste Hecken, Wege oder Pufferstreifen) vorliegen. Zusammen mit der Landwirtin oder dem Landwirt wird dann festgestellt, ob die Bewirtschaftung des Ackerschlages standortgerecht ist oder nicht. Dazu ist ein Beurteilungsformular auszufüllen, welches Angaben zu Fließstrecke des Wassers, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, pH-Wert und Düngung sowie weitere Maßnahmen umfasst und mit Plus- oder Minuspunkten bewertet (Formularvorlage im Anhang der Vollzugshilfe). Für eine angepasste, standortgerechte Bewirtschaftung müssen mindestens 4 Punkte in der Summe aller Bewertungen erreicht werden. Ist die Bewirtschaftung nicht standortgerecht ( $<4$  Punkte), wird die Landwirtin oder der Landwirt darüber informiert und aufgefordert, freiwillig Maßnahmen zu treffen. Sind Offsite-Schäden zu erwarten, soll die zuständige Behörde Maßnahmen anordnen, falls die Landwirtin oder der Landwirt nicht freiwillig Maßnahmen ergreift. Die zuständige Behörde soll die Umsetzung der Maßnahmen dokumentieren und deren Wirkung periodisch überwachen.

Sind bei der Feldbegehung zu überwachender Ackerschläge sichtbare bzw. relevante Erosionsschäden erkennbar oder werden anderweitig Erosionsschäden zur Überprüfung gemeldet, wird eine „Vorgehensweise bei einem konkreten Erosionsfall“ in der Vollzugshilfe aufgezeigt. Danach ist mit Hilfe eines Merkblattes (PRASUHN und FISCHLER 2007) zu klären, ob eine eindeutige Richtwertüberschreitung gemäß VBBo ( $>2$  bzw.  $>4$  t/ha und Jahr) vorliegt. Im Zweifelsfall soll die ERK2 beigezogen werden, in dem der mittlere potentielle Abtrag der entsprechenden Parzelle mit dem Fruchtfolgefaktor (C-Faktor) der Parzelle multipliziert wird. Ist der Richtwert überschritten, klärt die zuständige Behörde ab, ob die Ursache auf ein Extremereignis (mit definierten Schwellenwerten), auf Einflüsse durch Infrastruktureinrichtungen (z.B. Zufluss Wegenetz), auf Bewirtschaftungsmaßnahmen oder auf einer Kombination mehrerer Ur-

sachen zurückzuführen ist. Bei bewirtschaftungsbedingter Ursache ordnet die zuständige Behörde Maßnahmen zur Erosionsvermeidung an, falls nicht freiwillig entsprechende Maßnahmen umgesetzt werden. Ein Maßnahmenkatalog geeigneter Bewirtschaftungsmaßnahmen steht dazu zur Verfügung. Die Abklärung der Herkunft des erodierten Bodenmaterials ist bei Offsite-Schäden unerlässlich. Hierzu wird in der Vollzugshilfe auf die GAK2 verwiesen (BAFU und BLW 2013).

Ab dem 1.1.2014 tritt die im Rahmen der neuen Agrarpolitik AP14-17 angepasste Direktzahlungsverordnung (DZV) in Kraft. Im Bereich Erosionsschutz gilt neuerdings folgende Regelung der DZV für den Ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN): „Bei Auftreten von relevanten bewirtschaftungsbedingten Bodenabträgen hat der Bewirtschafter oder die Bewirtschafterin zu belegen, dass er oder sie angepasste Maßnahmen auf der betroffenen Parzelle getroffen hat. Die Beurteilung, ob angepasste Maßnahmen getroffen wurden, erfolgt gemäß der in der *Tabelle 2* der BLW/BAFU-Vollzugshilfe Boden (BAFU und BLW 2013) erwähnten Maßnahmen. Dabei muss eine Mindestpunktzahl von 4 Punkten pro betroffene Parzelle erreicht werden.“ Hier können also relevante bewirtschaftungsbedingte Erosionsschäden mittels Kürzung von Direktzahlungen sanktioniert werden.

## Ausblick

Die ERK2 und GAK2 zeigen in einer Art „Worst-Case-Szenario“ (permanente Schwarzbrache, keine Erosionsschutzmaßnahmen, keine Pufferstreifen oder bauliche Maßnahmen) Flächen auf, auf denen bei nicht standortgerechter Bewirtschaftung mit einer erheblichen Gefahr für Bodenerosion oder bodenerosionsbedingter Stoffeinträge in Gewässer gerechnet werden muss. Sie bilden damit Hilfsmittel für eine zielgerichtete Maßnahmenplanung im Boden- und Gewässerschutz, sei es auf der angeschlossenen erosionsgefährdeten Parzelle selbst (Onsite) oder für die Anlage geeigneter Pufferstreifen oder anderer baulicher Maßnahmen an der Übertrittsstelle ins Gewässer (Offsite). Besonders der hohe Anteil indirekt ans Gewässer angeschlossener Flächen sollte zu Denken geben, da für diese Flächen - im Gegensatz zu diversen Regelungen zu Pufferstreifen entlang von Oberflächengewässern - bisher keine oder nur unzureichende Schutzmaßnahmen existieren. Mit der Veröffentlichung der ERK2 und GAK2 im Internet und der Aufnahme in die offizielle Vollzugshilfe sind die ersten Schritte gemacht. Die Erfahrungen der Praxis in den nächsten Jahren werden zeigen, ob die Karten als Hilfsmittel angenommen werden und sich bewähren und ob sie für weitergehende Vollzugsaufgaben geeignet sind. Aktualisierungen und Verbesserungen der beiden Karten sind geplant.

## Literatur

- ALDER, S., K. HERWEG, H.P. LINIGER und V. PRASUHN, 2013: Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Gewässeranschlusskarte der Erosionsrisikokarte der Schweiz (ERK2) im 2x2-Meter-Raster. CDE Universität Bern und ART Zürich-Reckenholz, 50 S.
- BAFU und BLW, 2013: Bodenschutz in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1313, 59 S.

- BUG, J. und T. MOSIMANN, 2011: Modellierung des Gewässeranschlusses von erosionsaktiven Flächen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43/3, 77-84.
- FREY, M., N. KONZ, C. STAMM und V. PRASUHN, 2011: Identifizierung von Flächen, die überproportional zur Gewässerbelastung beitragen. *Agrarforschung Schweiz* 2(4): 156-161.
- GISLER, S., H.P. LINIGER und V. PRASUHN, 2010: Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2x2-Meter-Raster (ERK2). CDE Universität Bern und ART Zürich-Reckenholz, 113 S.
- GISLER, S., H.P. LINIGER und V. PRASUHN, 2011: Erosionsrisikokarte im 2x2-Meter-Raster (ERK2). *Agrarforschung Schweiz* 2 (4), 142-147.
- HÖSL, R. und P. STRAUSS, 2011: Einfluss von linearen Abflusswegen auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen. *Mitt. d. Österr. Bodenkdl. Ges.* 78, 23-28.
- LEDERMANN, T., K. HERWEG, H.P. LINIGER, F. SCHNEIDER, H. HURNI und V. PRASUHN, 2010: Applying erosion damage mapping to assess and quantify off-site effects of soil erosion in Switzerland. *Land Degradation & Development* 21 Nr. 4, 353-366.
- PRASUHN, V., 2010: Zeitliche Variabilität von Bodenerosion - Analyse von 10 Jahren Erosionsschadenskartierungen im Schweizer Mittel-land. - *Die Bodenkultur - Journal for Land Management, Food, and Environment* 61, 47-57.
- PRASUHN, V., 2011: Soil erosion in the Swiss midlands: results of a 10-year field survey. *Geomorphology* 126 (1/2), 32-41.
- PRASUHN, V., H.P. LINIGER, H. HURNI und S. FRIEDLI, 2007: Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz. - *Agrarforschung* 14/3, 120-127.
- PRASUHN, V. und M. FISCHLER, 2007: Merkblatt Erosion. Wie viel Erde geht verloren? *UFA Revue* 11, 37-44.
- PRASUHN, V., H.P. LINIGER, S. GISLER, K. HERWEG, A. CANDINAS and J.P. CLEMENT, 2013: A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy* 32, 281-291.
- SCHÄUBLE, H., 2005: AVErosion 1.0 für ArcView - Berechnung von Bodenerosion und -akkumulation nach den Modellen USLE und MUSLE87. URL: <http://www.terracs.com/produkte/software/av-erosion.html>
- STRAUSS, P., C. KRAMMER und R. HÖSL, 2011: Funktionen und Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen für den Gewässerschutz. *Ingenieurbiologie* 3, 23-30.

# BoBB - Bodenerosion, Beratung und Berechnung - Ein Werkzeug zur Unterstützung der landwirtschaftlichen Beratungspraxis

Alexander Eder<sup>1\*</sup>, Peter Strauss<sup>1</sup>, Rosemarie Hösl<sup>1</sup> und Jan Devaty<sup>1,2</sup>

## Zusammenfassung

Die Ermittlung der Erosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Flächen ist eine notwendige Grundlage zur Bewertung von Alternativen im landwirtschaftlichen Management. Dazu ist die Bereitstellung von Werkzeugen, die eine Abschätzung der Auswirkung verschiedener landwirtschaftlicher Aktivitäten vor Ort ermöglichen, notwendig. Um der landwirtschaftlichen Beratung aber auch dem interessierten Landwirt diese Werkzeuge zur Verfügung stellen zu können, wurde BoBB – **B**odenerosion, **B**eratung und **B**erechnung geschaffen.

BoBB ist ein Computerprogramm, das nach Eingabe wesentlicher erosionsbestimmender und transportbestimmender Faktoren eine Bewertung des Erosionsrisikos und des Eintrages von Phosphor in ein Oberflächengewässer errechnet. Damit kann einerseits das potentielle Erosionsrisiko – also die naturräumlichen Gegebenheiten, die sich aus der Wechselwirkung von Boden, Niederschlag, Hanglänge und Hangneigung ergeben – berechnet werden. Andererseits besteht die Möglichkeit, unterschiedlichste Kombinationen aus Feldfrüchten, Fruchtfolgen und Bodenbearbeitungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Besonderes Augenmerk wurde auf die Möglichkeit gelegt, Zwischenfruchtanbau zu berücksichtigen. Um die Berechnungen unter verschiedenen praxisnahen Szenarien zu vereinfachen, wurde BoBB mit einer benutzerfreundlichen Oberfläche ausgestattet. Das Programm kann kostenlos unter [www.baw-ikt.at](http://www.baw-ikt.at) bezogen werden.

*Schlagwörter:* Erosion, RUSLE, Software, Landwirtschaftsberatung, Phosphoreintrag in Oberflächengewässer

## Summary

The estimation of erosion risk is an important basis for the development of alternatives in the management of agriculturally used areas. Therefore, tools to locally estimate changes in erosion risk with respect to changes in agricultural management are necessary. To supply agricultural extension services but also interested farmers with such a tool, we developed BoBB – **B**odenerosion, **B**eratung und **B**erechnung.

BoBB is a piece of software which allows estimating risk of soil and phosphorus loss into surface water. It enables to calculate potential soil loss, which is a result of the different environmental base factors soil, climate, slope and slope length. Additionally, it offers the possibility to calculate the effects of various management options consisting of different crops, crop rotations, and tillage options. Special consideration has been taken to support catch crop management. To simplify these calculations, BoBB has been given a user friendly interface. The software may be downloaded free of charge via <http://www.baw-ikt.at>.

*Keywords:* Erosion, RUSLE, software, agricultural extension support, phosphorus transport to surface water

## Einleitung

Eine direkte Messung des Erosionsgeschehens ist sehr kostenaufwändig und langwierig. Deshalb wurde bereits vor einigen Jahrzehnten mit der Entwicklung von Modellen begonnen, die geeignet sein sollen, das Ausmaß der Bodenerosion unter verschiedenen Umwelt- und Managementbedingungen zu ermitteln. In der Zwischenzeit gibt es eine Reihe von Erosionsmodellen, die sich im Wesentlichen in ihren Fähigkeiten, das Erosionsgeschehen räumlich und zeitlich aufzulösen, unterscheiden (AUERSWALD und SCHWERTMANN (1987), MORGAN (1999) oder AKSOY und KAVVAS (2005)).

In landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten besteht ein enger Zusammenhang zwischen Ausmaß der Erosionsgefährdung und dem Belastungsrisiko von Gewässern mit Phosphor, wobei die tatsächliche Belastung eines Gewässers anhand der Wechselwirkungen des Wirkungsgefüges rund um drei Fragenkomplexe zu beantworten ist: Wie groß ist der Bodenabtrag eines Schlages? Wie hoch ist der Phosphorgehalt des erodierten Bodens? Wie lang ist der Transportweg des erodierten Bodens bis zum Gewässer?

Auch zur Verknüpfung dieser Fragen hin zu einer quantitativen Bewertung eines Belastungsrisikos von Gewässern durch bodenbürtigen Phosphor gibt es eine Reihe von Mo-

<sup>1</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

<sup>2</sup> Technical University Prag, Department of Irrigation, Drainage and Landscape Engineering, Thákurova 7, 166 29, PRAHA 6

\* Ansprechpartner: DI Alexander Eder, [alexander.eder@baw.at](mailto:alexander.eder@baw.at)

dellvorstellungen. Die Komplexität der in diesen Modellen enthaltenen Prozesse schwankt sehr stark und ist im Wesentlichen vom Grad der räumlichen und zeitlichen Auflösung abhängig, mit dem die verschiedenen Modelle arbeiten.

Eine der vielen Herausforderungen, die es in der Modellierung von Bodenerosion und Stoffbelastung von Oberflächengewässern noch anzunehmen gilt, ist die Bereitstellung von Werkzeugen, die eine Abschätzung der Auswirkung verschiedener landwirtschaftlicher Aktivitäten vor Ort ermöglichen. Um hier der landwirtschaftlichen Beratung aber auch dem interessierten Landwirt Möglichkeiten zu eröffnen, wurde BoBB – **B**odenerosion, **B**eratung und **B**erechnung geschaffen.

## Modelltheorie

BoBB liefert im Wesentlichen zwei Ergebnisse, die Ermittlung des Bodenabtrags und die Berechnung des Phosphoreintrags in das nächstgelegene Oberflächengewässer. Die Anforderung eines einfach zu handhabenden Modellwerkzeugs mit verfügbaren Datensätzen im Hintergrund hatte natürlich Auswirkungen auf die Wahl der verwendeten Modellansätze.

### Bodenabtrag

Die Berechnung des Bodenabtrags in BoBB basiert auf einer leicht veränderten Version der sogenannten „Revised Universal Soil Loss Equation“ (RUSLE), von RENARD et al. (1997).

Die RUSLE liefert als Berechnungsergebnis den langjährigen durchschnittlichen Bodenabtrag eines bestimmten Schlags. Dies deshalb, weil als Eingangsgrößen der Berechnungen „typische“ oder „durchschnittliche“ Werte für bestimmte Faktoren verwendet werden. Im Falle der Niederschlagsseigenschaften sind das z.B. langjährige mittlere Niederschläge und Niederschlagsverteilungen. Durch Multiplikation verschiedener Eingangsfaktoren erhält man einen jährlichen durchschnittlichen Bodenabtrag (Formel 1). Aufgrund der Einfachheit dieser empirischen Formel ist es nicht möglich Transport oder Ablagerung innerhalb der betrachteten Fläche zu ermitteln.

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C$$

**Formel 1: Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**

*A* – durchschnittlicher jährlicher Bodenabtrag in ( $t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )

*R* – Niederschlagsfaktor in ( $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot a^{-1}$ )

*K* – Bodenfaktor in ( $t \cdot ha \cdot h \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$ )

*L* – Hanglängenfaktor, dimensionslos

*S* – Hangneigungsfaktor, dimensionslos

*C* – Managementfaktor, dimensionslos

Die Berechnungsschritte der RUSLE sind gewöhnlich 15 Tage-Intervalle. Für BoBB wurde jedoch eine Transfor-

mation der Parameter auf Tagesschritte vorgenommen, um landwirtschaftliche Bearbeitungsschritte an jedem Tag des Jahres eingeben zu können. Des Weiteren mussten die nordamerikanischen Einheiten in das metrisch dezimale SI-Einheitensystem umgerechnet werden.

Im Folgenden wird grundlegende Information über die einzelnen Faktoren der RUSLE dargestellt, für eine detaillierte Darstellung wird auf das USDA – Handbuch 703 (RENARD et al. 1997) verwiesen.

### R-Faktor - Klima

Als Basisinformation zur Berechnung des Faktors Klima wird einerseits der jährliche R-Faktor eines Standortes benötigt, andererseits eine jahreszeitliche Verteilung der R-Faktor Anteile. Um bestimmte Algorithmen zur Berechnung des C-Faktors abzudecken, werden zusätzlich noch langjährige mittlere tägliche Niederschlagssummen, bzw. mittlere Tagestemperaturen benötigt. Diese Datensätze sind für ausgewählte Stationen vorhanden und werden von der im Programm enthaltenen Datenbank zur Verfügung gestellt. Diese Datenbank kann natürlich jederzeit erweitert werden. Zur Ermittlung dieser Daten war eine Reihe von Umsetzungsschritten und Algorithmen notwendig. Diese können dem Benutzerhandbuch für BoBB (STRAUSS et al. 2012) entnommen werden.

### K-Faktor - Boden

Zur Berechnung der Erosionsempfindlichkeit des Bodens wurden im Originalmodell USLE (WISCHMEIER and SMITH 1978) Regensimulationen und Abtragsmessungen mit natürlichen Niederschlägen durchgeführt. Aus diesen Messungen wurde letztendlich ein Berechnungsmodus entwickelt, der die Bodenerodibilität als Funktion der Bodeneigenschaften Feinstsand, Schluff, organischer Kohlenstoff, Bodenstruktur und Bodenpermeabilität darstellt. Da diese Bodeneigenschaften aber in den seltensten Fällen vollständig vorhanden sind, wurden schon frühzeitig Wege gesucht, um diese Berechnung zu vereinfachen. BoBB bietet drei dieser Möglichkeiten zur Eingabe des K-Faktors an.

### Finanzbodenschätzung

Der Benutzer wählt eine aus der Auswertung der Finanzbodenschätzung vorhandenen Bodentexturklassen (WAGNER 2001). Die Beziehung zwischen den Texturklassen der Finanzbodenschätzung und den K-Faktoren wurde unter anderem von VOGEL und BECHER (1985) hergestellt.

### Österreichische Bodenkartierung

Ähnlich wie bei der Finanzbodenschätzung können Bodenarten auch aus der Österreichischen Bodenkartierung (SCHNEIDER et al. 2001) ausgewählt werden. Da die Texturdreiecke von Finanzbodenschätzung und österreichische Bodenkartierung unterschiedlich sind, ist auf die richtige Auswahl der Eingabemöglichkeit Acht zu geben.

**Tabelle 1: Bodenklassen und dazugehörige K-Werte aus der Finanzbodenschätzung.**

Bodenart	T	sT	S	tS	IT	uT	sL	IS	stL	suL	utL	ulS	uS	uL	tU	suL	U
K-Faktor	0,09	0,1	0,1	0,11	0,13	0,18	0,23	0,26	0,28	0,35	0,37	0,39	0,43	0,49	0,62	0,65	0,72

**Manuelle Eingabe des K-Faktor**

Ist aus verschiedenen Gründen eine bessere Schätzung des K-Faktors möglich, kann dieser auch direkt eingegeben werden.

**S-Faktor - Hangneigung**

Für die Berechnung des S-Faktors fanden die in RENARD et al. (1997) verwendeten Ansätze Verwendung.

$S_i = 10,8 \cdot \sin\theta_i + 0,03$  Neigung eines Hangsegmentes  $< 9\%$

$S_i = 16,8 \cdot \sin\theta_i + 0,5$  Neigung eines Hangsegmentes  $\geq 9\%$

$S_i = 3,0 \cdot (\sin\theta_i)^{0,8} + 0,56$  Hanglänge eines Hangsegments  $< 4,57\text{m}$

**Formel 2: S-Faktor einzelner Hangsegmente**

$S_i$  – Faktor S eines Hangsegmentes i

$\theta_i$  – Neigung eines Hangsegmentes i in Grad

In BoBB können mehrere Hangsegmente mit unterschiedlicher Neigung und Hanglänge aneinander gereiht werden.

**L-Faktor - Hanglänge**

Der L-Faktor für ein Hangsegment wird mittels folgender Formel berechnet:

$$L_i = \frac{(x_i^{m_i+1} - x_{i-1}^{m_i+1})}{(x_i - x_{i-1}) \cdot 22,13}$$

**Formel 3: L-Faktor einzelner Hangsegmente**

$L_i$  – L-Faktor des i-ten Hangsegments

$x_i$  – Distanz vom Beginn des Hanges bis zum Ende des i-ten Hangsegment [m]

$x_{i-1}$  – Distanz vom Beginn des Hanges bis zum Beginn des i-ten Hangsegments [m]

$m_i$  – empirisch ermittelter Exponent, abhängig von der Hangneigung (McCool et al. 1989)

Um den L-Faktor des gesamten Hangprofils zu erhalten, wird ein durchschnittlicher L-Faktor aller Hangsegmente gewichtet durch die Hanglänge ermittelt.

**C-Faktor - Management**

Der C-Faktor von BoBB beinhaltet sämtliche Effekte, die im Rahmen der Bodenbearbeitung und des Pflanzenwachstums auftreten. Er wird gemäß RUSLE wie folgt berechnet:

$$C = \frac{1}{\sum_{d=1}^l EI_d} \cdot \sum_{d=1}^l SLR_d \cdot EI_d$$

**Formel 4: C-Faktor**

$EI_d$  – Erosivität des Niederschlags, Summe am Tag d

$SLR_d$  – Anteil Bodenabtrag am Tag d

l – gesamte Dauer der Fruchtfolge in Tagen

Der Bodenabtrag eines bestimmten Tages (soil loss ratio = SLR) wird durch Multiplikation von Subfaktoren die den Einfluss verschiedener relevanter Managementeffekte wiedergeben, erhalten. Alle Subfaktoren haben einen Wertebereich von 0 (absoluter Schutzeffekt gegeben) bis 1 (kein Schutzeffekt gegeben).

$$SLR_d = PLU_d \cdot CC_d \cdot SC_d \cdot SR_d$$

**Formel 5: Subfaktoren zur Bestimmung von SLR**

$PLU_d$  – Subfaktor frühere Landnutzung am Tag d

$CC_d$  – Subfaktor Bodenbedeckung durch Pflanzenbewuchs am Tag d

$SC_d$  – Subfaktor Bodenbedeckung an der Bodenoberfläche am Tag d

$SR_d$  – Subfaktor Oberflächenrauigkeit am Tag d

Im Gegensatz zum Original RUSLE Modell wurde auf den Subfaktor Bodenfeuchte verzichtet, weil die derzeit zur Verfügung stehenden Daten des Handbuchs keine zielführende Bewertung dieses Faktors möglich machen.

**Phosphoreintrag**

Die Berechnung des Eintrags von Phosphor in ein Gewässer wird in BoBB über folgende Berechnungen realisiert:

$$PI_m = A \cdot (1 - Ret) \cdot P \cdot ER \cdot 10^{-6}$$

**Formel 6: P-Eintrag in Gewässer**

$PI_m$  – Eintrag Phosphor in Gewässer in  $\text{kg P} \cdot \text{a}^{-1}$

$A$  – Bodenabtrag des betrachteten Schlages in  $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$

$Ret$  – Rückhalt des Bodenabtrags auf dem Weg zum Gewässer, abhängig vom Bodenabtrag A, Filterlänge und Austrittsbreite, dimensionslos zwischen 0 – 1

$P$  – Gesamtphosphorgehalt des Bodens auf dem betrachteten Schlag in  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Boden

$ER$  – Anreicherung des transportierten Sediments mit Phosphor, abhängig vom Bodenabtrag A, dimensionslos

Die Gleichungen zur Retention des Bodens stellen Verallgemeinerungen von Ergebnissen des Projektes „Effektivität von Gewässerrandstreifen“ dar (Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt und WPA, 2010) dar. Dabei waren mit Hilfe des Simulationsmodells VFSMOD (MUNOZ-CARPENA et al. 1999) die Effektivität von Gewässerrandstreifen unter verschiedensten Eingangsbedingungen simuliert worden.

**Benutzeroberfläche**

Im Hauptmenü von BoBB (Abbildung 1) können einzelne Dateien verwaltet (speichern, öffnen, schließen), Ergebnisse exportiert und Programminformationen abgerufen werden.

Verschiedene Berechnungsvarianten können in der Projektidentifikation (Name des Landwirts, Schlagbezeichnung) angelegt werden. Über die Balken „Klima“, „Boden“, „Hangneigung“ und „Management“ gelangt man in die jeweiligen Untermenüs in denen die für eine Berechnung notwendigen Eingangsdaten ausgewählt werden können. Nach korrekter Eingabe der jeweiligen Untermenüs (rote Kreise werden durch grünes Häkchen ersetzt) erfolgt mittels Balken „Bodenerosion“ die tatsächliche Berechnung. Eine optionale Eingabe ist die „Bearbeitung des Phosphor Eintrages“. Darunter befindet sich der Balken „Ergebnistabelle exportieren“ um die Ergebnisse in Tabellenform zu erhalten. Rechts daneben befindet sich eine Info-Box mit hilfreichen Texten, die durch das ganze Programm begleiten. Im rechten



Abbildung 1: Hauptmenü von Bobb nach erfolgreicher Berechnung.

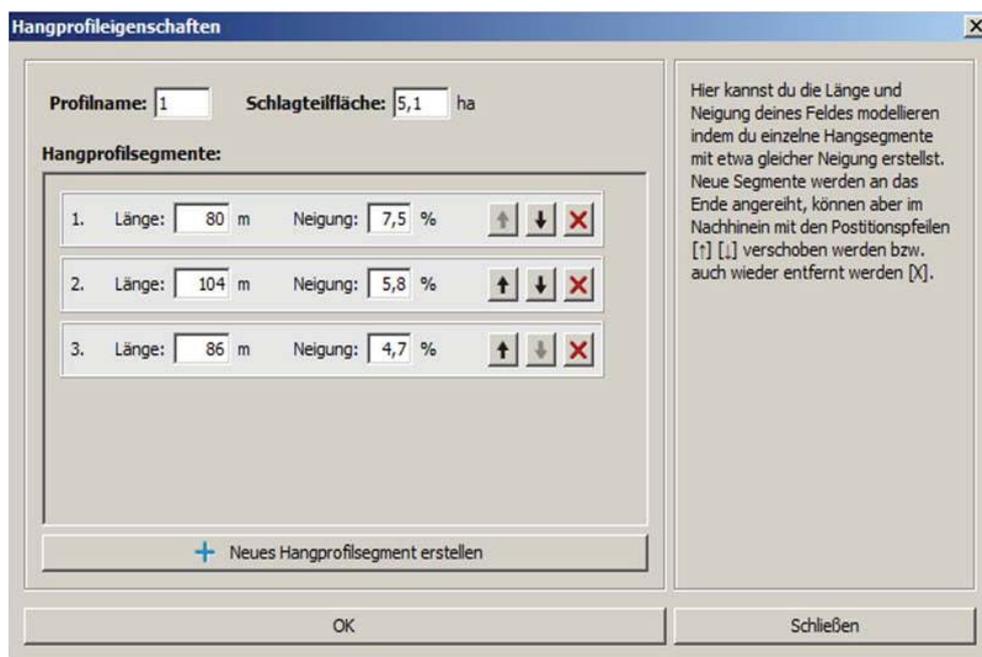


Abbildung 2: Dialog zur Bearbeitung der einzelnen Hangprofilsegmente.

unteren Teil des Hauptmenüs werden die wesentlichsten Ergebnisse nach drücken des Balkens „Bodenerosion“ angezeigt. In der Fußzeile werden der Status des Rechenvorganges bzw. etwaig auftretende Fehlermeldungen angezeigt.

### Faktor Klima

Im Balken Klima kann die gewünschte Region oder der nächstgelegene Ort ausgewählt werden in dem sich der betroffene Schlag befindet.

### Faktor Boden

Im Balken Boden können auf drei unterschiedliche Arten Bodenkennwerte eingegeben werden.

### Hangneigung und Hanglänge

Die Teilung eines Schlags in charakteristische Einheiten und die Bestimmung der sogenannten „Erosiven Hanglänge“ ist die schwierigste Aufgabe bei der Ermittlung des durchschnittlichen Bodenabtrages eines Schlags.

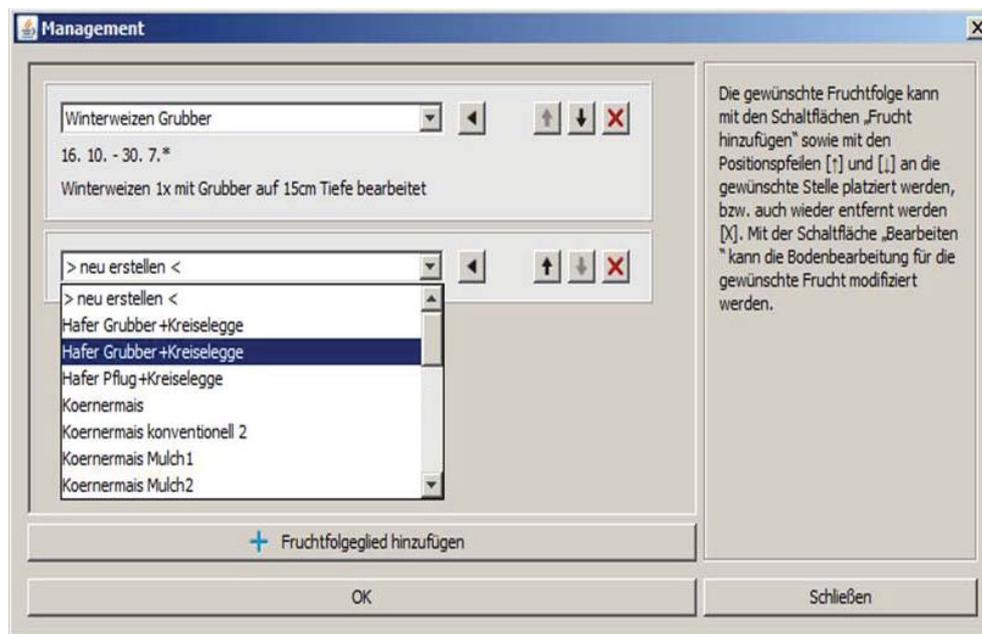


Abbildung 3: Fruchtfolge eingeben im Management.

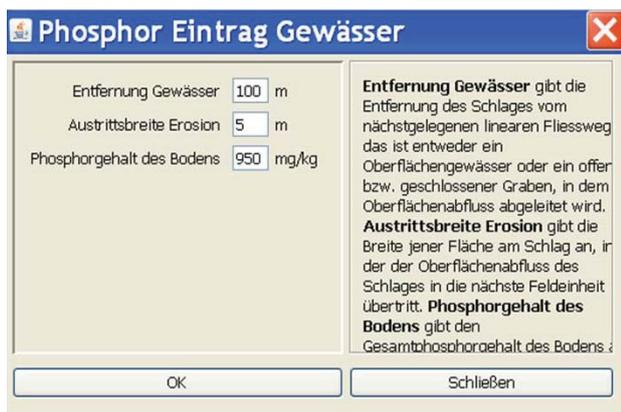


Abbildung 4: Untermenü Phosphor Eintrag Gewässer mit den notwendigen Eingaben und Hilfetext.

Ein charakteristisches Hangprofil ist eine künstlich gedachte Linie, die typisch für einen Schlag ist, auf der flächenhafter Abfluss stattfindet. Normalerweise beginnt ein Hangprofil am Feldrand oder an einer Feldkuppe. Das Hangprofil endet entweder am Feldrand, innerhalb eines Schlags dort wo üblicherweise Sedimentation von erodiertem Bodenmaterial auftritt, oder dann wenn ein konzentrierter Oberflächenabfluss erwartet werden kann, also ein Talweg oder eine andere Konzentration von Oberflächenabfluss (Straßengraben...) auftritt.

Für jedes Hangprofil können dabei Hangprofilsegmente mit unterschiedlicher Länge und Hangneigung eingegeben werden (Abbildung 2).

## Management

Hinter der Leiste „Management“ können die Eingaben zur Wahl von Feldfrüchten, Fruchtfolgen und Managementmaßnahmen vorgenommen werden. Um den Bodenabtrag über einen längeren Zeitraum zu berechnen, kann eine

beliebig lange Fruchtfolge mit allen begleitenden Bearbeitungsmaßnahmen eingegeben werden. Als Beispiel ist in *Abbildung 3* die Feldfrucht „Winterweizen Grubber“ dargestellt.

## Phosphor Eintrag Gewässer

Mit Hilfe dieses Submenüs kann der Eintrag von Gesamtphosphor in das zum jeweilig betrachteten Schlag nächstgelegene Gewässer abgeschätzt werden. Diese Eingabe ist optional und kann im Anschluss an die Berechnung des Bodenabtrages durchgeführt werden.

Der genaue Gesamtphosphorgehalt des Bodens ist nur in seltenen Fällen bekannt. Als konservativer Richtwert kann ein Wert von 1000 mg.kg<sup>-1</sup> Boden angenommen werden.

## Literatur

- AKSOY, H. and M.L. KAVVAS, 2005: A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. *Catena*, 64, 2-3, 247-271.
- AUERSWALD, K. und U. SCHWERTMANN, 1988: Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes. In: Rosenkranz, D.; Bachmann, G.; König, W.; Einsele, G.; Giese, E. (Hrsg.): *Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co/Rademann, Berlin, ISSN 0935-2171, 4085, 1-20.
- McCOOL, D.K., G.R. FOSTER, C.K. MUTCHLER and L.D. MEYER, 1989: Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Trans. ASAE*, 32, 1571-1576.
- MENZEL, R.G., 1980: CREAMS: A Field-Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. *Conservation Research Report No. 26*, 486-492.
- MORGAN, R.P.C., 1999: *Bodenerosion und Bodenerhaltung*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, ISBN 3-13-118321-7.
- MUNOZ-CARPENA, R., J.E. PARSONS and J.W. GILLIAN, 1999: Modelling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips/ *Journal of Hydrology* 214, p. 111-129.

- RENARD, K.G., G.R. FOSTER, G.A. WEESIES, D.K. McCOOL, D.C. YODER, et al., 1997: Predicting Soil Erosion by Water: a Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 703, Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office, 404 pages. ISBN 0-16-048938-5.
- SCHNEIDER, W., P. NELHIEBL, G. AUST, M. WANDL und O.H. DANNEBERG, 2001: Die landwirtschaftliche Bodenkartierung in Österreich. Mitt. Österr. Bodenk. Ges., 62, 39-68.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGL und M. KAINZ, 1987: Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag, Stuttgart, ISBN 3-8001-3081-5.
- STRAUSS, P. and G. WOLKERSTORFER, 2005: Key factors of soil erosion. Deliverable 2.2 – daNUbs project (EVK1-CT-2000-00051).
- STRAUSS, P., J. DEVATY und R. HÖSL, 2012: BoBB - Bodenerosion, Beratung, Berechnung - Ein Werkzeug zur Unterstützung der Beratungspraxis zum Schutz vor Bodenerosion durch Wasser. Benutzerhandbuch. Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen.
- VOGEL und BECHER, 1985: Schätzung der Erodibilität des Bodens (K-Faktor) aus der Körnungsansprache nach der Reichsbodenschätzung. Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 26, 179-183.
- WAGNER, J., 2001: Bodenschätzung in Österreich. Mitt. Österr. Bodenk. Ges., 62, 69-103.
- 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, Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office, 58 pages. 001-000-03903-2.

# Erosionsschutzprojekte - Beratungspraxis in Oberösterreich

Franz Xaver Hölzl<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

So versucht die Boden.Wasser.Schutz.Beratung der LK OÖ auf vielfältige Weise gemeinsam mit vielen Institutionen aus dem öffentlichen Dienst, Wissenschaft und Forschung das äußerst vielfältige und komplexe Thema des Erosionsschutzes den Bewirtschaftern der landwirtschaftlichen Nutzfläche, nämlich den Bäuerinnen und Bauern, zu vermitteln, um so eine Reduktion bzw. Minimierung von Bodenabträgen zu erreichen.

Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass bei bestmöglicher Umsetzung von verschiedensten Maßnahmen auf und neben landwirtschaftlichen Nutzflächen, insbesondere der Ackerfläche, Bodenabtrag nie völlig verhindert werden kann. Niederschläge zu ungünstigen Zeitpunkten (zB unmittelbar nach dem Anbau einer Kultur) oder Extremniederschläge (hohe Niederschlagsmengen in kurzer Zeit) können immer wieder zu Bodenabträgen führen. Mit einer qualitativ hochwertigen Umsetzung von diversen Erosionsschutzmaßnahmen kann jedoch das Abtragsrisiko erheblich reduziert bzw. minimiert werden.



Inhalte transportiert: Klimatische Gegebenheiten, Rechtliche Situation, Gewässerqualität, Parameter der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung, Erosionsschutzmaßnahmen.

## Einleitung

Flächendeckende Erosion stellt Dank intensivem und qualitativ hochwertigem Zwischenfruchtbau und des hohen Anteils an Mulchsaaten primär bei den Hackfrüchten Mais und Zuckerrübe in Oberösterreich grundsätzlich kein Problem dar.

Doch die signifikante Zunahme von Unwettern und Starkregenereignissen verursacht, dass es punktuell zu Bodenabträgen aus landwirtschaftlichen Flächen kommt. Einerseits führt dies zur Belastung von Oberflächengewässern und damit zu Problemen bei der Qualitätszielerreichung gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie.

Andererseits verursachen Bodenabträge Straßenvermürungen, Verlandungen von Straßengräben und auch Beeinträchtigungen von privaten Liegenschaften wie Häuser und Hausgärten.

## Allgemeine Beratung

Die Boden.Wasser.Schutz.Beratung versucht durch verschiedene Methoden, wie durch Fachartikel im Mitteilungsblatt der LK OÖ „Der Bauer“, im Internet ([www.bwsb.at](http://www.bwsb.at), [www.lk-ooe.at](http://www.lk-ooe.at)) Vorträge, Seminare, Versuche, Feldbegehungen, Erosionsschutzmaßnahmen den Bäuerinnen und Bauern zu vermitteln. Dabei werden folgende

## Spezielle Beratung

### *Erosionsschutzprojekte*

Insbesondere nach Unwetterereignissen mit Bodenabträgen wird gerne die Boden.Wasser.Schutz.Beratung von Gemeinden – stets in Absprache mit den jeweiligen Ortsbauernschaften, Bezirksbauernkammern und den betroffenen Bauern – in Anspruch genommen, um eine Spezialberatung in Einzugsgebieten anzubieten.

Dabei wird von der Boden.Wasser.Schutz.Beratung grundsätzlich folgende Vorgangsweise in derartigen Projekten eingeschlagen:

- Vor-Ort-Begehung mit Ortsbauernobmann und Gemeinde
- Übermittlung der Problemstellen durch die Gemeinde
- Erosionsschutzvortrag vor den betroffenen Bauern zur weiteren Sensibilisierung
- Einzelbetriebliche Erhebung der Ist-Bewirtschaftung und gemeinsame Erarbeitung von allfälligen Verbesserungsmaßnahmen

Hier wird vorwiegend auf die Erosion beeinflussenden Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Fruchtfolge, Zwischenfruchtbau, Mulchsaat- bzw. Direktsaat, Bodenbearbeitung, Grobheit der Saatbettbereitung, Vermeidung von Fahrspuren, Schlagteilung, ... und allfällige Beteiligung an erosionsrelevanten ÖPUL-Maßnahmen eingegangen.

<sup>1</sup> Landwirtschaftskammer OÖ, Boden.Wasser.Schutz.Beratung, Auf der Gugl 3, A-4021 LINZ

\* Ansprechpartner: DI Franz Xaver Hölzl, [franz.hoelzl@lk-ooe.at](mailto:franz.hoelzl@lk-ooe.at)

Im Zuge dieser Erhebung werden, falls notwendig, umsetzbare Verbesserungsvorschläge erarbeitet. Dabei wird nicht nur auf die jeweilige einzelbetriebliche Situation Bedacht genommen, sondern es werden auch überbetriebliche Verhältnisse im Einzugsgebiet berücksichtigt. Dabei geht es beispielsweise um zwischenbetriebliche Abstimmung der anzubauenden Kulturen, mit dem Ziel, die Anbauverhältnisse von hoch erosionsgefährdeten Kulturen wie Hackfrüchte aufeinander abzustimmen.

- Erhebung der Bereitschaft zur Anlage von Grünstreifen  
Neben den unabdingbaren Erosionsschutzmaßnahmen auf der Fläche bewirken zusätzliche Schutzmaßnahmen neben oder in der Ackerfläche eine weitere effiziente Reduktion von Bodenabtrag. Dies können möglichst dauerhaft begrünte Grünstreifen entweder zwischen Ackerfläche und den zu schützenden Arealen/Objekten oder in bevorzugten Abflussschneisen sein. Für die Anlage, Erhaltung und Pflege der Grünstreifen werden die Landwirte durch die Gemeinden in der Regel entschädigt. Die Detailbestimmungen werden in einem Vertrag festgelegt.
- Abschließend wird ein Bericht von der Boden.Wasser.Schutz.Beratung mit den Ergebnissen der Ist-Erhebung und einer Darstellung der weiteren Vorgehensweise verfasst. Dieser Bericht wird an die Ortsbauernschaft, an die betroffenen Betriebe und an die Gemeinde übermittelt.

### *Bezirksprojekte – Erosionsschutz-Demonstrationsflächen*

Durch eine „Info-Kampagne“ soll Bewusstsein und Wissen um die praktische Durchführung von Verbesserungsmaßnahmen im Bereich des Erosionsschutzes erreicht werden. Dazu soll das Lernen von anderen Landwirten und deren Erfahrung im Mittelpunkt stehen. Jene Bauern, die bereits erosionsmindernde Maßnahmen umsetzen, stellen ihre Flächen zur Besichtigung für andere Berufskollegen zur Verfügung. Dazu werden diese Flächen gekennzeichnet und die durchgeführten Maßnahmen auf einer Info-Tafel am Feldrand beschrieben. So steht diese Fläche jederzeit zur Besichtigung und Landwirte können die Entwicklung das ganze Jahr über mitverfolgen.

Die Boden.Wasser.Schutz.Beratung unterstützt diese Sensibilisierungsprojekte mit fachlicher Begleitung und Dokumentation sowie der Kostenübernahme für die Schautafeln. Im Jahr 2013 sind solche Projekte beispielsweise in den Bezirken Linz und Grieskirchen durchgeführt worden.

### **Hangwassermanagement – Arbeitsgruppe im Auftrag des Landes OÖ**

(Quelle: Projektleiter Mag. Felix Weingraber, Amt der OÖ Landesregierung)

#### *Ausgangssituation*

Im Auftrag der Politik soll ein Konzept bzw. Maßnahmenprogramm für den Umgang und das Management von Hangwässern in Folge von Starkniederschlagsereignissen entwickelt werden.

Die Auswirkungen des Oberflächenabflusses sollen in Oberösterreich nach einem einheitlichen Standard bearbeitet werden. Dies erfordert eine Auseinandersetzung mit den bei Starkregenereignissen auftretenden Oberflächenabflüssen und deren Auswirkungen auf Schutzgüter, deren Ursachen, die Entwicklung von Maßnahmen zur künftigen Vermeidung bzw. Minimierung von Schäden und Überlegungen zu deren Umsetzung.

Die Verminderung von Schäden an bestehenden Siedlungen bzw. Objekten, die Vermeidung von Schäden an neu zu errichtenden Objekten und die Auswahl von geeigneten Flächen für die Neuwidmung von Flächen als Bauland sowie für die Errichtung von Bauten im Grünland erfordern unterschiedliche Instrumente und Maßnahmen des Hangwassermanagements. Schäden, ausgelöst durch sehr seltene Extremniederschlagsereignisse, werden durch Maßnahmen zur Schadensverminderung nicht vollständig verhindert werden können.

#### *Ziele*

Ziel ist es, den verantwortlichen Entscheidungsträgern (va. Bürgermeister/-innen), betroffenen Bürger/-innen und Planer/-innen eine Leitlinie zur Verfügung zu stellen. Diese Leitlinie soll eine Hilfestellung für Entscheidungen der Gemeinden im Bereich der Raumplanung und in Bauverfahren, bei Planungen von Infrastruktureinrichtungen sowie Maßnahmen zur Schadensverminderung an Objekten bieten.

Durch abgestimmte Maßnahmenpakete soll die mögliche Schädigung von Oberflächenwässern auf neu zu widmende, bereits gewidmete, noch zu bebauende Flächen sowie auf bestehenden Siedlungsraum minimiert werden.

Die Leitlinie soll die Möglichkeit bieten, die für die Identifikation von für eine Bebauung geeigneten Flächen erforderlichen Fachgrundlagen zu beauftragen.

Hangwassermanagementkonzepte sollen aufbauend auf diese Leitlinie durch die Entscheidungsträger erstellt bzw. beauftragt werden können. In der Leitlinie werden alle relevanten, möglichen Maßnahmen des Hangwassermanagements als Auswahlliste dargestellt werden. Das Hangwassermanagementkonzept ist die Auswahl der aufgrund lokalspezifischer Gegebenheiten geeigneten Hangwassermanagementmaßnahmen und die Planung der Umsetzung dieser Maßnahmen. Die Maßnahmen des Hangwassermanagementkonzeptes müssen bereits bei der Änderung des Widmungszweckes/Nutzung zur Anwendung gebracht werden.

#### *Arbeitsweise*

Die Bearbeitung erfolgt in sechs verschiedenen Kleinarbeitsgruppen mit den Themeninhalten: Gefahrenpotential, Grundlagen, landwirtschaftliche Flächen, nicht landwirtschaftliche Flächen, technische wasserwirtschaftliche Maßnahmen und Bautechnik. Die Ergebnisse der Arbeitsgruppen werden in einem Kernteam, das vor allem aus Arbeitsgruppenleitern besteht, erörtert und zusammengeführt. Der fachliche Lenkungsausschuss erörtert und prüft die Ergebnisse und bereitet sie vor Weitergabe an die Politik auf. Der Projektabschluss ist mit Juni 2014 vorgegeben.

Die Boden.Wasser.Schutz.Beratung ist aufgrund der langjährigen Erfahrung in diesem Fachgebiet in der Arbeitsgruppe landwirtschaftliche Flächen beteiligt.

## Forschungsprojekte

Die Boden.Wasser.Schutz.Beratung beteiligt sich an Forschungsprojekten zum Thema Bodenabtrag, um neue Erkenntnisse in landwirtschaftliche Praxisbewirtschaftung zu transformieren.

### *Erosionsmessparzellen Oberösterreich*

(Quelle: E. Klaghofer, P. Strauß, Schmid, 2009: Erosionsmessparzellen Oberösterreich – Endbericht)

Um Erkenntnisse über die Wirkung verschiedener Anbaumethoden und Feldfrüchte auf den Bodenabtrag zu erhalten, wurden in einer Zusammenarbeit zwischen der Boden.Wasser.Schutz.Beratung der Landwirtschaftskammer Oberösterreich und dem Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen, Erosionsmessparzellen im Raum Linz-Eferding errichtet. Diese Messparzellen dienten einerseits als „Demonstrationsobjekte“ zur Veranschaulichung der Erosionsproblematik auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und standen für verschiedene Veranstaltungen der Boden.Wasser.Schutz.Beratung zur Verfügung. Andererseits wurde die Messanlage so konzipiert, dass das gewonnene Datenmaterial auch für Fragen der Erosionsforschung verwendet werden kann. In Anbetracht dieser Anforderungskriterien wurde festgelegt, neun Messparzellen zu errichten, wobei jeweils drei Varianten mit drei Wiederholungen zur Verfügung standen.

Der Einbau der Anlage erfolgte Ende August bis Anfang September 2005. Bodenabtragsmessungen unter Praxisbedingungen erfolgten bis Ende des Jahres 2008.

#### *Ergebnis*

Die über den gesamten Versuchszeitraum gemessenen Bodenabträge waren auf allen Varianten sehr gering. Dadurch fällt auch die Beurteilung der verschiedenen Varianten schwer, da die Streuung innerhalb der einzelnen Varianten doch recht stark ist. Grund für die geringen Bodenabträge ist vor allem der hohe Tonanteil am Standort, wodurch der Boden als sehr erosionsresistent bezeichnet werden kann.



Dies wird auch durch die Stabilität der Ackerfurche bei erosiven Niederschlägen sichtbar. So wurde zwar im Versuchszeitraum bei einigen Ereignissen Oberflächenabfluss gemessen, die Schwebstoffkonzentrationen im Abfluss waren jedoch durchgehend sehr gering und zwar weitgehend unabhängig vom Zustand der Parzellen hinsichtlich Bearbeitung und Pflanzenbestand. Lediglich im Jahr 2006 wurden auf zwei Parzellen etwas höhere Schwebstoffkonzentrationen und demzufolge etwas höhere Bodenabträge gemessen. Mit umgerechnet etwa 950 kg pro Hektar und Jahr ist jedoch auch der höchste gemessene Bodenabtrag noch als gering zu bewerten.

Weitere Ergebnisse können im Endbericht nachgelesen werden.

### *Interreg-Projekt „Gewässer-Zukunft“*

Zwischen Dezember 2009 und Februar 2013 wurde in den Beispielregionen Antiesen (Innviertel) und Waginger-/Tachinger See (Bayern) ein EU-gefördertes länderübergreifendes Projekt u. a. mit folgenden Zielen durchgeführt:

- Beitrag zur Zielerreichung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für Oberflächengewässer
- Ermittlung von effektiven Maßnahmen zur nachhaltigen Verringerung von Nährstoffeinträgen in der jeweiligen Region
- Übertragbarkeit der Erkenntnisse auf andere Gewässer in Bayern und Österreich mit ähnlicher Problemstellung
- Fortbildungs- und Beratungsangebote während der Projektdauer und darüber hinaus

Ein zu beachtender Anteil des Phosphoreintrags in die Antiesen gelangt mit dem oberflächlichen Bodenabtrag vorwiegend von Ackerflächen in die Gewässer. Im Untersuchungsgebiet wurden die Phosphorgehalte im Boden ermittelt und grundlegende Informationen zB zu den austragsgefährdeten Flächen gesammelt. Gemeinsam mit den beteiligten Landwirt/innen wurde als Vorgehen gegen Bodenabtrag und Abschwemmung ein Ziel entwickelt: 100 % Winterbegrünung, insbesondere auf Getreidekulturen mit der Folgekultur Mais. Im Winter 2011/2012 wurde eine flächendeckende Begrünung erstmalig umzusetzen versucht. Mittels mehrerer Beregnungsversuche wurden unterschiedliche bodenschonende Bearbeitungstechniken bei Maisanbau untersucht.



Das wesentliche Kernstück für die weiterführenden Arbeiten ist die Informationsbroschüre "Oberflächengewässerschutz in der Landwirtschaft – Stoffeintrag durch Erosion – Phosphor". Die Broschüre ist von einem breiten Konsens zwischen Landwirtschaft, Bodenschutz und Gewässerschutz getragen und somit eine wichtige Grundlage für die verstärkten Bemühungen der Boden.Wasser.Schutz.Beratung und für die landwirtschaftliche Betriebsberatung.

### *BoBB*

Im Rahmen dieses Projektes hat das Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt Petzenkirchen des Bundesamtes für Wasserwirtschaft einen Erosionsrechner („BOBB“) entwickelt, mit dem die ABAG verfeinert und an österreichische Verhältnisse angeglichen worden ist. Im BoBB „Bodenerosion, Beratung, Berechnung“, einem Werkzeug zur Unterstützung der Beratungspraxis zum Schutz vor Bodenerosion durch Wasser- und Phosphorein-

trag in Gewässer, kann theoretisch der durchschnittliche Bodenabtrag in Tonne pro Hektar und Jahr berechnet werden.

Damit kann aber in keiner Weise der Bodenabtrag bei Einzelereignissen ermittelt und abgeschätzt werden.

### Literatur

- BERGER-STÖCKL, M. et al., 2013: Das INTERREG IV A-Projekt "Gewässer-Zukunft" 2009 – 2013 – Wissenschaftlicher Endbericht: „Ausgewählte Ergebnisse aus den Einzugsgebieten des Waginger und Tachinger Sees (Bayern) und der Antiesen (Oberösterreich)".
- KLAGHOFER, E., P. STRAUSS, SCHMID, 2009: Erosionsmessparzellen Oberösterreich – Endbericht.
- BÄCK, E. et al., 2013: Informationsbroschüre Oberflächengewässerschutz in der Landwirtschaft – Stoffeintrag durch Phosphor.
- STRAUSS, P. et al., 2013: BoBB - Bodenerosion, Beratung, Berechnung. Ein Werkzeug zur Unterstützung der Beratungspraxis zum Schutz vor Bodenerosion durch Wasser und Phosphoreintrag in Gewässer.

## Pflanzenbauliche und landtechnische Erosionsschutzmaßnahmen im Maisanbau

Karl Mayer<sup>1\*</sup>

Mais ist in veredelungsstarken Gebieten, wie der Süd-, Ost- und Weststeiermark, eines der ertragsstärksten und wichtigsten Futtermittel. Die Vorteile dieser Kultur liegen nicht nur in den sehr hohen Erträgen im Vergleich zu anderen Futterpflanzen, sondern auch darin, was vielen Leuten nicht geläufig ist, dass es sich hier um die „pflanzenchutzextensivste Kultur“ mit dem besten Stickstoffnutzungspotenzial handelt. Der extensive Pflanzenschutz bei Mais erklärt sich damit, dass es sich hier um eine Kultur handelt, die in der Regel nur mit einer Herbizidmaßnahme behandelt wird. Andere Kulturen erfahren Herbizid-, Insektizid- und Fungizidbehandlungen.

So weit so gut, aber leider kann Mais bei konventioneller Bestelltechnik in Hanglagen durchaus Erosionen auslösen. Aus diesem Grund werden Lösungen gesucht, die einerseits den Maisanteil aus besagten Gründen erhalten und zweitens die Erosion minimieren bzw. auf ein tolerierbares Ausmaß stoppen können.

Beim Erosionsschutz muss man sich vor der möglichen Verfahrensweise fragen, wie steil ist der Standort bzw. wie leicht ist der Boden erodierbar. Schluffreiche Böden, die im steirischen Hügelland sehr häufig auftreten, sind bekanntlich leichter abschwemmbar als sandige Böden.

Auf mäßig geneigten Flächen bieten sich die hohen Ernterückstände des Körnermais für die notwendige Bodenbedeckung im Sinne des Erosionsschutzes bestens an. Bei Silomais fehlen dazu die Ernterückstände für eine ausreichende Bodenbedeckung. Dafür ist auf den Pflug zu verzichten und eine nicht wendende Bodenbearbeitung mit dem Grubber erforderlich. Im extremsten Fall könnte auf eine nur streifige Bodenbearbeitung im Saatzeilenbereich, „Strip-Till“ genannt, zurückgegriffen werden. Damit könnte der Bedeckungsgrad nochmals deutlich erhöht werden, sodass auch auf steileren Flächen ein Erosionsschutz sichergestellt werden kann.

Beim Grubbereinsatz muss darauf geachtet werden, dass einerseits die Bearbeitungstiefe auf eine homogene Tiefe

Zone von mindestens 24 cm gehalten wird, was nur mit engen Strichabständen der Grubberzinken garantiert werden kann, und andererseits soll das Maisstroh gleichmäßig über die Fläche verteilt werden. Andernfalls kann es zu großen Problemen bei der Saat kommen.

Versuche der Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark mit verschiedenen Gubberausstattungen, von Meiselschar, Wendelschar bis Doppelherzschar, zeigen, dass die Ertragsleistungen nur dann mit dem Pflug mithalten können, wenn die oben genannten Voraussetzungen stimmen. Am besten schneiden hier schmale Meiselschare mit Strichabständen von maximal 24 cm ab.

Eine pflanzenbauliche Erosionsschutzmaßnahme, die auf konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug aufbaut, ist die Fruchtfolge mit einer im Sommer räumenden Kultur, die die Anlage einer abfrostenden Zwischenfrucht erlaubt. Damit könnte mit einem direktsaattauglichen Verfahren im Folgejahr die Erosion selbst auf steilsten Flächen auf ein tolerierbares Ausmaß reduziert werden. Voraussetzung dafür sind jedoch speziell ausgestattete Sägeräte mit Räumaggregaten, damit der organische Mulch aus dem Saatbereich beseitigt werden kann.

Als Maßnahme für den Erosionsschutz zwischen zwei Maisjahren bleibt bei wendender Bodenbearbeitung mit dem Pflug nur noch die Anlage einer winterharten Gründücke, welche im Frühjahr abgewelkt werden muss. Bei ausreichender Entwicklung bis zur Saat im April kann auch damit ein perfekter Erosionsschutz erzielt werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Mais auch bei einem hohen Anteil in der Fruchtfolge erosionssicher angebaut werden kann. Bei nichtwendender Bodenbearbeitung gelingt das mit weniger Kosten aber mit höherem Ertragsrisiko als mit Zwischenfrüchten und konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug.

<sup>1</sup> Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark, Abteilung Pflanzenbau, Hamerlinggasse 3, A-8010 GRAZ

\* Ansprechpartner: Dr. Karl Mayer, karl.mayer@lk-stmk.at

# Begrünungseinsaaten in Getreide - Erfahrungen aus der Praxis

Thomas Wallner<sup>1\*</sup>, Robert Schütz<sup>1</sup> und Sebastian Friedl<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Boden.Wasser.Schutz.Beratung (LK OÖ) beschäftigt sich bereits seit mehreren Jahren mit der Einsaat von Zwischenfrüchten in Getreide. Dadurch ist es möglich, Arbeitszeit und Kosten zu sparen. Die herkömmliche Stoppelbearbeitung und der aktive Begrünungsanbau nach der Getreideernte entfallen. Der Anbauzeitpunkt der Begrünung wird dadurch vorgelegt und der Begrünungszeitraum am Feld verlängert. Gleichzeitig werden das Erosionsrisiko und das Risiko der Stickstoffauswaschung deutlich reduziert.

Die Versuche zeigten, dass Begrünungen, die unmittelbar vor der Getreideernte (1-2 Tage davor) eingesät wurden, am sichersten funktionierten. Für einen dichten, flächendeckenden Aufgang, eine rasche Jugendentwicklung und eine gute Unkrautunterdrückung waren außerdem die richtige Einstellung des Streugeräts, eine erhöhte Saatstärke bei den Zwischenfrüchten, eine niedrige Druschhöhe bei der Getreideernte sowie eine optimale Strohverteilung ausschlaggebend. Unter Beachtung dieser Voraussetzungen kann die Einsaat von Begrünungen als günstiges, rasches und sicheres Anbauverfahren empfohlen werden.

*Schlagwörter:* Boden-Wasserschutz, Zwischenfrüchte, Einsaaten, Erosionsschutz

## Summary

The counsel for soil- and waterprotection of the Upper-Austrian chamber of agriculture is doing researches, about the sowing of catch crops in grain before the harvest, for few years. With this method it is possible to save time and costs. The conventional stubble tillage, the active cultivation of the catch crops and all other soil management after the harvest is omitted. The growth of the catch crops starts earlier so they can evolve for a longer period, the risks of erosion and the leaching of nitrogen are reduced.

The experiments in 2013 showed that catch crops which were sown directly before the grain harvest (1-2 days) grew very well. Important factors for a dense growth without gaps were the correct setting of the sowing machine, a higher seed density of the catch crops, low threshing of the grain for short stubbles and well chopped straw with a good distribution.

In accordance with these factors the sowing of catch crops in grain before the harvest can be recommended as an effective, rapid and safe method of cultivation.

*Keywords:* soil-waterprotection, catch crops, degradation

## Einleitung

Mit der Einsaat von Zwischenfrüchten in Getreide ist es möglich, Arbeitszeit und Kosten zu sparen. Gleichzeitig garantiert dieses Verfahren optimalen Erosionsschutz und verlängert den Begrünungszeitraum. Die Boden.Wasser.Schutz.Beratung (LK OÖ) beschäftigt sich seit mehreren Jahren mit der Einsaat von Zwischenfrüchten in Getreide. Im Jahr 2013 haben die Versuche die Praxistauglichkeit dieses Verfahrens bei extremer Sommertrockenheit unter Beweis gestellt.

## Material und Methoden

Insgesamt wurden 2013 auf acht Standorten in den Bezirken Wels Land, Steyr Land und Linz Land Versuche zur Begrünungseinsaat in Form von Praxisstreifenversuchen durchgeführt. Die Versuchsvarianten können aus nachfolgender *Tabelle 1* entnommen werden.

In den Versuchen wurden zwei unterschiedliche Einsaattermine getestet:

1. Frühjahrseinsaat (Februar/März): Weiß-/Gelbkleemenge

*Tabelle 1: Versuchsvarianten - Begrünungseinsaat 2013*

Einsaatvarianten [kg/ha]	Saatstärke	Saatgutkosten Richtwert	Einsaattermin	Unkrautbekämpfung im Getreide
Weißklee 16 Gelbklee 4	170%	100,- €/ha	Frühjahr	im Herbst
Alexandrinerklee 18 Perserklee 9	150%	70,- €/ha	1-2 Tage vor Getreideernte	im Herbst oder Frühjahr
Alexandrinerklee 20 Buchweizen 15 Senf 2 Ölrettich 2	150%	110,- €/ha		
Alexandrinerklee 20 Phacelia 5 Mungo 3	187%	105,- €/ha		
Buchweizen 80 (für Ernte im Herbst) + Rotklee 20	130% + 100%	150,- €/ha + 110,- €/ha		

2. Sommereinsaat (kurz vor Getreideernte): alle übrigen Varianten

<sup>1</sup> Landwirtschaftskammer OÖ, Boden.Wasser.Schutz.Beratung, Auf der Gugl 3, A-4021 LINZ

\* Ansprechpartner: DI Thomas Wallner, thomas.wallner@lk-ooe.at

Als Einsaattechnik kamen Feinsamenstreuer bzw. pneumatische Düngerstreuer zum Einsatz.

Das Getreidestroh wurde bei der Ernte fein gehäckselt und am Feld belassen. Eine Zwischenfruchtdüngung erfolgte nur auf manchen Standorten und nur auf Teilbereichen.

## Ergebnisse / Diskussion

Begrünungseinsaaten stellen eine kostengünstige und zeitsparende Form des Begrünungsanbaus dar. Der Anbauzeitpunkt der Begrünung wird dadurch vorverlegt und der Begrünungszeitraum am Feld verlängert. Auf eine Bodenbearbeitung und mechanische Bekämpfung von Unkräutern und Ausfallgetreide wurde verzichtet.

### Frühjahrseinsaat

Die Frühjahrseinsaat von Weiß- und Gelbklee, die sich vor allem auf Flächen mit Herbstherbizideinsatz eignet (v.a. Wintergerste), hat auf drei von fünf Standorten gut funktioniert. Auf den übrigen Standorten führten Lichtmangel und/oder Schneckendruck zu lückigen Kleebegrünungen. Mittels eines Striegeleinsatzes zur Frühjahrseinsaat konnte ein rascherer und gleichmäßigerer Kleeaufgang erreicht werden. Generell ist das Wachstum von Weiß- und Gelbklee nach der Getreideernte äußerst langsam, wodurch konkurrenzstarke Unkräuter und Ausfallgetreide nach der Getreideernte noch aufwachsen können. Dem kann mittels Reinigungsschnitt einige Wochen nach der Getreideernte gut entgegen gewirkt werden. Bei besonders dichten Getreidebeständen und auf Flächen mit hohem Wurzelunkrudruck ist von der Frühjahrseinsaat mit Weiß- und Gelbklee abzuraten.

### Sommereinsaat

Für Sommereinsaaten von Begrünungen hat sich die unmittelbare Einsaat vor der Getreideernte (1-2 Tage) als optimal erwiesen. Für einen dichten, flächendeckenden Aufgang, eine rasche Jugendentwicklung und eine gute Unkrautunterdrückung waren folgende Faktoren ausschlaggebend:

- gleichmäßiges Streubild (Einstellung und Drehzahl der Geräte!)



Abbildung 1: Eine gleichmäßige Strohverteilung ist bei einer Begrünungseinsaat entscheidend! Foto: am 1. Oktober 2013



Abbildung 2: Einsaat in Wintergerste: Mungo, Phacelia und Alexandrinerklee. Foto: am 1. Oktober 2013

- erhöhte Saatstärke (ca. 150 %)
- niedrige Druschhöhe (kurze Stoppellänge!)
- optimale Strohverteilung (fein gehäckselt und gleichmäßig verteilt; keine Abfuhr)

Bei ungleichmäßiger Strohverteilung und hoher Stoppellänge könnte Schlägeln und Anwalzen vorteilhaft sein.

Da sich unterhalb der Strohmulchdecke rasch ein feuchtwarmes Mikroklima einstellt, waren die Keimbedingungen für die ausgebrachten Zwischenfrüchte optimal. Der Aufgang erfolgte deshalb bei allen getesteten Begrünungskulturen innerhalb der ersten 10 Tage (Keimblattstadium). Die extreme Trockenheit im heurigen Sommer erschwerte die anschließende Jugendentwicklung. Auf Flächen, wo die oben genannten Faktoren eingehalten wurden, konnte dennoch eine lückenlose Begrünung erreicht werden. Auch die Unterdrückung von Unkraut und Ausfallgetreide war ausreichend. Bei fehlender Strohmulchdecke bzw. schlechter Strohverteilung war – nicht zuletzt aufgrund der trockenen Witterungsverhältnisse – der Aufgang lückenhaft und die Jugendentwicklung unzureichend. Der Besatz von Ausfallgetreide und Unkräutern war in diesen Bereichen auffällig hoch.

Der Versuch zeigte, dass grundsätzlich alle getesteten Zwischenfrüchte für dieses Anbauverfahren geeignet sind. Unter den trockenen Bedingungen erreichten die Mischungen mit drei oder vier Gemengepartnern rascher eine flächige Bodenbedeckung. Senf, Buchweizen und Ölfrettich neigten bei frühem Anbautermin zu rascher Abreife. Sie sollten daher in größeren Mischungsanteilen nur zur Einsaat in Winterweizen eingesetzt werden. Umgekehrt entwickelte sich Mungo bei später Einsaat (nach 1. Augustwoche) teilweise unzureichend. Phacelia, Alexandriner- und Perserklee können bei beiden Getreidearten in höheren Mischungsanteilen verwendet werden. Bei Beständen in denen die genannten Kleearten (schnittverträglich!) dominieren, besteht bei vermehrtem Unkrautauftreten die Möglichkeit eines Reinigungsschnittes. Dieser sollte nicht zu spät angesetzt werden, damit noch ein gutes Kleewachstum im Herbst erfolgen kann.



**Abbildung 3: Einsaat in Winterweizen: Ölrettich, Senf, Buchweizen, Alexandrinerklee. Foto: am 1. Oktober 2013**

Werden Bodenherbizide mit langanhaltender Wirkung in Winterweizen eingesetzt, kann dies bei schlechten Abbaubedingungen (Sommertrockenheit) den Aufgang von Begrünungseinsaaten negativ beeinflussen. Im heurigen Versuchsjahr kam es auf einem Versuchsstandort zu einem Totalausfall der Kulturen Mungo, Alexandriner- und Perserklee, während die übrigen Kulturen normalen Wuchs zeigten.

An einem Wintergerstenstandort wurde Buchweizen und Rotklee eingesät, mit dem Ziel den Buchweizen noch im selben Jahr im Herbst zu ernten und den Rotklee als überwinterte Zwischenfrucht vor Mais am Feld zu belassen. Trotz des heißen Sommers entwickelten sich beide Kulturen überraschend gut. Auf eine Buchweizen-ernte im Herbst wurde vom Landwirt witterungsbedingt verzichtet.

### Schlussfolgerungen

Die Frühjahrseinsaat von Begrünungen gelingt nicht auf allen Standorten. Nicht zu dichte Getreidebestände, geringer Unkrautdruck (Wurzelunkräuter), geringer Schneckendruck und eine frühzeitige Einsaat von schattentoleranten Arten sind wichtige Erfolgsfaktoren. Die Sommereinsaat von Begrünungen (knapp vor Getreideernte) stellt eine sichere Form des Begrünungsanbaus dar. Unter Einhaltung der genannten Voraussetzungen können dadurch selbst unter extrem trockenen Bedingungen mit allen herkömmlichen Zwischenfrüchten gute Begrünungsbestände erzielt werden. Langanhaltende Bodenherbizide sollten im Getreide eher vermieden werden.

Da dieses Verfahren den Boden optimal vor Erosion schützt, ist es für Hanglagen besonders empfehlenswert. In Zukunft werden weitere Versuche durchgeführt.

# Düngeberatung in Grundwasser sensiblen Gebieten der Steiermark Ist-Situation und Ausblick

Albert Bernsteiner<sup>1\*</sup> und Heinrich Holzner<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Aufbauend auf den Ergebnissen von Exaktversuchen und unter Berücksichtigung des Pflanzenentzuges hat der Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz des Lebensministeriums mit den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung, 6. Auflage“, einen Leitfaden zur Optimierung einer pflanzengerechten, umweltschonenden und wirtschaftlichen Düngung zusammengestellt. Die Richtlinien für die sachgerechte Düngung sind aufgrund ihrer Berücksichtigung der Bodendauereigenschaften geeignet, einen flächendeckenden Grundwasserschutz zu gewährleisten.

Die Berücksichtigung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) könnte in der Frage der Düngung landwirtschaftlicher Kulturen sowohl aus ökonomischer wie auch aus ökologischer Sicht eine zielwirksame, nachvollziehbare und Bewusstsein bildende Maßnahme darstellen. Der entsprechende Parameter für die Berücksichtigung der standörtlichen Gegebenheiten ist mit der „nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes“ (nFK WR) vorhanden. Der in der Fachliteratur wiederholt erwähnte, enge Zusammenhang zwischen Bodenzahl der Bodenschätzung und nFK im Wurzelraum führt zur Überlegung, die Bodenzahl zur Bewertung der Bodendauereigenschaften heranzuziehen.

## Summary

Based on the results of exact tests and taking into account the plant deprivation, the Advisory Board for Soil Fertility and Soil Conservation at the Ministry of Life with the „Guidelines for the proper fertilization, 6<sup>th</sup> Edition“, compiled a guide to a plant-friendly, environmentally friendly and economic fertilization. The guidelines for the proper fertilization are suitable because of their consideration of the long-term soil properties to ensure a comprehensive groundwater protection.

The consideration of the field capacity (field capacity) could be a target for effective, transparent and awareness building measure in the matter of the fertilization of agricultural crops, both from an economic and from an environmental perspective. The corresponding parameter for the consideration of the site conditions is present with the „usable field capacity of the effective root zone“ (nFK WR). The repeatedly mentioned in the literature, close relationship between the soil assessment number and field capacity in the root zone leads to the consideration to derive the assessment of long-term soil properties of the soil assessment number.

## Einleitung

Für die Grundwasserqualität wurden mit der Grundwasserschwellenwertverordnung bereits 1991 Qualitätsziele festgelegt. Die flächendeckende Versorgung der österreichischen Bevölkerung mit sauberem Trinkwasser hat oberste politische Priorität. In Österreich ist das flächendeckend geltende Aktionsprogramm das zentrale Element, um Belastungen in Grund- und Oberflächengewässern vorzubeugen.

Die Festlegung der Kriterien für die Überwachung des Gewässerzustandes erfolgt durch die Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV BGBl. II Nr. 479/2006 idGF). Die administrative Umsetzung der Untersuchungsprogramme erfolgt durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt und den Ämtern der Landesregierungen.

In der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW, BGBl II 2010/98 idF BGBl II 2010/461) wird der zu erreichende Zielzustand bzw. das Verschlechterungs-

verbot durch Schwellenwerte festgelegt. Für Nitrat liegt der Vorsorgegrenzwert bei 45mg/l. Bis 2015 sollen lokale bzw. regionale Verschmutzungen vor allem im Einzugsbereich von Trinkwasserversorgungen reduziert bzw. beseitigt werden. Für die Gefährdung der guten Grundwasserqualität sind insbesondere zu hohe Stickstoff-Düngegaben verantwortlich, die von den Pflanzen nicht aufgenommen und damit in das Grundwasser ausgewaschen werden können. Das zentrale Element des landwirtschaftlichen Grundwasserschutzes ist damit eine standort- und bedarfsgerechte Düngebemessung.

In Österreich bilden die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung (6. Auflage)“ die Basis für eine Grundwasser schonende Bodenbewirtschaftung. Diese Richtlinien enthalten Empfehlungen zur Düngung landwirtschaftlicher Kulturen mit allen Hauptnährstoffen.

Im Gegensatz zu Phosphor und Kalium (vgl. BAUMGARTEN et al. 2006), bei denen die Düngungsempfehlung auf Bodenanalysenwerten beruht, basieren die Stickstoff-Empfehlungen dieser Richtlinie in erster Linie auf Richtwerten.

<sup>1</sup> Landwirtschaftskammer Steiermark, Hamerlinggasse 3, A-8010 GRAZ

\* Ansprechpartner: DI Albert Bernsteiner, albert.bernteiner@lk-stmk.at

Der Berücksichtigung der Bodendauereigenschaften kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu.

## Düngeberatung in Grundwasser sensiblen Gebieten der Steiermark – Ist-Situation

Die Bewertung der Auswirkung von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Grundwasserqualitätssituation ist komplexer Natur. Die Versuchsergebnisse (FANK et al. 2006) in Wagna zeigen, dass die Zusammenführung der Ergebnisse von Modellrechnungen in der ungesättigten Zone mit den Ergebnissen der Grundwasserströmungsmodellierung über ein einfaches Bilanzmodell auf Basis der Mischungsgleichung zu plausiblen Grundlagen für Simulationsrechnungen führen.

Die Forschungsgesellschaft mbH. JOANNEUM RESEARCH beziehungsweise die Wasserwirtschaftsabteilung des Landes Steiermark beauftragte 1998 das Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt in Petzenkirchen (IKT), die mittlere Grundwasserneubildung und den damit verbundenen durchschnittlichen Stickstoffaustrag in Richtung Grundwasser modellmäßig zu bewerten (vgl. BERNHART 1999). Die Quantifizierung der Stoffausträge erfolgte mit den Simulationsmodellen SIMWASER (zum Bodenwasserhaushalt) und STOTRASIM (zur Stickstoffdynamik).

Der Landesgesetzgeber übernahm diese wissenschaftlichen Ergebnisse, an denen konkrete Schutzmaßnahmen, insbesondere im Rahmen des generellen und speziellen Gewässerschutzes, angeknüpft wurden (vgl. SCHONGEBIETSNOVELLE 1996 bzw. SCHONGEBIETSNOVELLE EHRENHAUSEN 2006).

Für folgende sechs Bodenformen des Leibnitzer Feldes wurden Berechnungen durchgeführt, um die durchschnittlichen Stickstoffausträge und die mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Mais-Monokultur in Verbindung mit winterharten Gründecken sowie bei unterschiedlichen Güllemengen und Düngeterminen zu bewerten. Die Mo-

dellrechnung erbrachte hierbei folgende Ergebnisse (vgl. *Tabelle 1*, BERNHART 1999).

So sind z.B. in der Schongebietsverordnung für das Leibnitzer Feld Obergrenzen festgesetzt, die die Stickstoffdüngung zu Mais auf der Grundlage der überwiegenden Bodenart begrenzen (SCHONGEBIETSVERORDNUNG EHRENHAUSEN, LGBl. Nr. 47/2006, vgl. *Tabelle 2*).

## Ableitung spezifischer nFK-Werte für die Bodenarten

Das derzeit gültige System der rechtlichen Regelungen in den grundwassersensiblen Bereichen des unteren Murtals ist aus mehreren Gründen nicht befriedigend:

- Innerhalb einer Strecke von rund 80 Kilometern gibt es acht Schongebietsverordnungen mit zum Teil erheblichen inhaltlichen Unterschieden.
- Die Schongebietsverordnungen decken flächenmäßig nur einen Teil der Grundwasserkörper ab, wodurch Belastungen „von außen“ auftreten können.
- Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfordert Lösungen gesamter Grundwasserkörper und nicht nur für Teilbereiche.

Aus diesem Grund ist der Gesetzgeber bemüht, eine einheitliche Regelung für das untere Murtal zu finden. In den oben erwähnten Forschungsarbeiten ist klar festgestellt worden, dass eine konsequente Umsetzung der „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ ausreicht, um die Grundwasserqualität nachhaltig zu sichern.

Die Herausforderung für den Gesetzgeber besteht in diesem Zusammenhang darin, das System der Berücksichtigung von Standorteigenschaften unabhängig von persönlichen Einschätzungen möglichst objektiven Kriterien zu unterwerfen.

Ein Ansatz dazu bildet die Tatsache, dass die Ertragsbildung eng mit der nutzbaren Feldkapazität und diese wiederum mit der Bodenzahl zusammenhängt.

*Tabelle 1: Ergebnisse der Modellrechnung (auszugsweise).*

Bodenform	mittlere Grundwasser-Neubildung [mm/a]	mittlerer Stickstoffaustrag [kg N/ha]		mittlere Nitratkonzentration [mg NO <sub>3</sub> /l]	
		120 N m. Ab.D	120 N o. Ab.D	120 N m. Ab.D	120 N o. Ab.D
		IS/Scho 3 D	330 – 335	76	68
IS 2-4 D	270 – 278	36	34	57	55
IS/Scho 4D	414 – 415	81	60	87	64
SL 1-3 D	239 – 252	27	27	49	48
sL 1-3 D	221 – 239	11	11	21	21
sL/LT 5-6 D	237 – 251	25	25	44	44

m. Ab.D ... mit Anbaudüngung; o. Ab.D ... ohne Anbaudüngung

*Tabelle 2: Die Stickstoffdüngung zu Mais ist bis zu folgenden Obergrenzen zulässig.*

Überwiegende Bodenart gem. Schätzungskarten der Finanzbodenschätzung:	kg N/ha/a
lehmgiger Sand auf Schotter, Zustandsstufe 3, 4 und 5 D, Sand, anlehmiger Sand, stark sandiger Lehm auf Schotter (stark austragsgefährdete Böden)	115
lehmgiger Sand, stark sandiger Lehm	160
sandiger Lehm, Lehm, Lehm auf Ton	170

**Tabelle 3: Gegenüberstellung der nutzbaren Feldkapazität (nFK, VORDERBRÜGGE et al. 2004) und der Bodenzahl (BZ) aus der österreichischen Bodenschätzung für unterschiedliche Bodenarten.**

Bodenart	nFK WR <sub>min</sub>	nFK WR <sub>max</sub>	BZ <sub>min</sub> Ø-Wert	BZ <sub>max</sub> Ø-Wert
S	22,5	72	7,5	46,0
Sl	32,5	156	10,0	64,0
IS	37,5	180	15,5	71,5
SL	47,5	228	19,5	79,5
sL	50,0	240	22,5	89,0
L	57,5	276	23,0	95,0
LT	42,5	204	19,5	85,0
T	34,0	150	13,5	69,0

WR ... der minimale Wurzelraum beträgt über alle Bodenarten 25 cm, der maximale Wurzelraum beträgt bei Sandböden 80 cm, bei Tonböden 100 cm, bei allen übrigen Bodenarten 120 cm

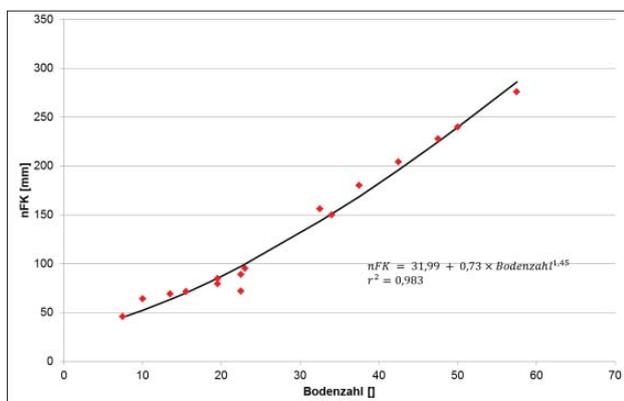
Die Bodenzahl wird anhand der Bodenschätzreinkarte aufgrund der überwiegenden Bodenart definiert, die ihrerseits die Nitrataustragsgefährdung des Standortes maßgeblich beeinflusst.

Die nutzbare Feldkapazität eines Bodens bzw. Horizontes ist der Teil der Feldkapazität, der für die Vegetation verfügbar ist. Sie beinhaltet damit die Wassermenge, die ein grundwasserferner Horizont in natürlicher Lagerung bei Saugspannungen von pF 1,8 bis 4,2 nach ausreichender Sättigung gegen die Schwerkraft zurückhalten kann (vgl. FRIEDRICH und VORDERBRÜGGE 2003).

„Unterstellt man nun in Abhängigkeit von der Bodenart für die Zustandsstufen Z1 und Z7 maximale und minimale Wurzelräume (WR) - [SAUER et al. 2003], so lassen sich für die Bodenarten der Bodenschätzung in Abhängigkeit von der Zustandsstufe minimale und maximale nFK-Werte im Wurzelraum errechnen“ (VORDERBRÜGGE et al. 2004).

Eine Korrelationsrechnung über die Daten in *Tabelle 3* zeigt einen sehr engen Zusammenhang zwischen der nutzbaren Feldkapazität und der Bodenzahl eines Bodens, wie auch aus der *Abbildung 1* ersichtlich ist.

Dieser enge Zusammenhang führt zur Überlegung, dass die Bodendauereigenschaften inklusive des Begriffs „Ertragslage“ durch eine einzelne Kenngröße definierbar sind.



**Abbildung 1: Zusammenhang zwischen nutzbarer Feldkapazität und Bodenzahl.**

**Tabelle 4: Zuordnung der mittleren nutzbaren Feldkapazität<sup>1)</sup> beziehungsweise der äquivalenten Bodenzahlen lt. Ackerschätzungsrahmen<sup>2)</sup> zu fünf Ab-/Zuschlagsklassen (ZK1 bis ZK5).**

	ZK1	ZK2	ZK3	ZK4	ZK5
nFK (in mm)	< 51	51 - 90	91 - 140	141 - 200	> 200
Bodenzahl (BZ)	< 22	22 - 40	41 - 55	56 - 70	> 70

Quelle: VORDERBRÜGGE et al.<sup>1)</sup>, eigene Berechnungen<sup>2)</sup>

**Tabelle 5: Korrekturfaktoren der Stickstoffdüngung in Abhängigkeit der Bodenzahl unter Berücksichtigung der Standorteigenschaften lt. Richtlinien für die sachgerechte Düngung.**

Bodenzahl von bis	Ab-/Zuschlagsklasse	Korrektur der Stickstoffdüngung um ... Teile von Hundert
0 21	ZK1	- 25
22 40	ZK2	+/- 0
41 55	ZK3	+ 15
56 70	ZK4	+ 30
71 100	ZK5	+ 40

Nicht erfassbar ist damit aber die messbare Stickstoffnachlieferung.

Aus dieser Überlegung kann folgende Einteilung der nutzbaren Feldkapazität – und damit der Bodenzahl – in fünf Ab- beziehungsweise Zuschlagsklassen (in Anlehnung der fünf bestehenden Ertragslagen in den Richtlinien für die sachgerechte Düngung) abgeleitet werden (*Tabelle 4*).

## Düngeberatung in Grundwasser sensiblen Gebieten der Steiermark – Ausblick

Die Einstufung der Ertragslage und der anderen Bodendauereigenschaften erfolgt nicht – wie bis jetzt – nach Einschätzung des Landwirtes, sondern anhand der Bodenzahl, welche gemäß der Bodenschätzreinkarte aufgrund der überwiegenden Bodenart definiert wird. Die Bodenart bestimmt in diesem Zusammenhang maßgeblich die Nitrataustragsgefährdung des Standortes.

Damit wird das bisherige System zur Bemessung der zulässigen Stickstoffdüngung in den Schongebieten beibehalten und auf das erweiterte Zielgebiet umgelegt.

Mit der errechneten mittleren nutzbaren Feldkapazität und der vorgenommenen Klassifizierung der Bodenzahlen werden nun diese in weiterer Folge dem Ackerschätzungsrahmen zugeordnet. Auf der Grundlage der Richtlinien für die sachgerechte Düngung ergeben sich somit folgende Korrekturfaktoren für die Bemessung der Stickstoff-Düngemengen (s. *Tabelle 5*).

Darüber hinaus soll die Berücksichtigung der Bodendauereigenschaft „Stickstoffnachlieferungspotenzial des Standorts“ für eine Korrektur der DüngeEinstufung anhand der Vorgabe der Richtlinien für die sachgerechte Düngung erfolgen.

## Literatur

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1997: Die Schongebietsnovelle 1996. Information der Rechtsabteilung 3, Graz, Februar 1997, 31-32.

- BAUMGARTEN, A. et al., 2006: Die Neufassung der „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“. In: 12. Alpenländisches Expertenforum, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein [Hrsg.], Irtdning, am 30. März 2006, 1-2.
- BERNHART, A., 1999: Wasserrechtliche Konsequenzen aus Lysimeteruntersuchungen auf Maisstandorten des Leibnitzer Feldes in Verbindung mit Modellrechnungen. In: 8. Lysimetertagung, Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irtdning, am 13. und 14. April 1999, 117.
- FANK, J. et al., 2006: Die Bewirtschaftung des Versuchsfeldes Wagna – Auswirkung auf die Grundwassersituation. In: Seminar Umweltprogramme für die Landwirtschaft und deren Auswirkungen auf die Grundwasserqualität, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein [Hrsg.], Irtdning, am 7. und 8. März 2006, 43-48.
- FRIEDRICH, K. und TH. VORDERBRÜGGE, 2003: Nutzbare Feldkapazität des Bodens bis 100 cm, 1.7.2003. In: [www.hlug.de](http://www.hlug.de).
- Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW), BGBl. II Nr. 98/2010 idF BGBl. II Nr. 461/2010.
- Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV), BGBl. II Nr. 479/2006 idF BGBl. II Nr. 465/2010.
- Verordnung des Landeshauptmannes von Steiermark vom 21. März 2006, mit der die Verordnung betreffend das Grundwasserschongebiet zum Schutz der Wasserversorgungsanlagen des Wasserverbandes Ehrenhausen geändert wird, LGBl. Nr. 47/2006.
- VORDERBRÜGGE, TH. et al., 2004: Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung. In: DBG-Mitteilungen 2004, Bd. 104, 33-34.

# Einsatz eines Stickstoffaustragsmodells in der landwirtschaftlichen Grundwasserschutzberatung

Peter Cepuder<sup>1\*</sup>, Reinhard Nolz<sup>1</sup>, Volker aus der Schmitt<sup>1</sup>, Johannes Maßwohl<sup>2</sup>  
und Albert Bernsteiner<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Die Grundwasservorkommen im Grazer Feld, Leibnitzer Feld und im Unteren Murtal dienen für viele Bewohner als Trinkwasserressource. Eine Belastung des Grundwassers mit Stickstoff dürfte von den applizierten Stickstoffdüngemitteln ausgehen, was sich auf Grund von langjährigen Untersuchungen bestätigt. Auf Grund dieser Problematik wurden für ein Untersuchungsgebiet landwirtschaftlicher Nutzflächen südlich von Graz mehrere Simulationen mit unterschiedlichen Düngeszenarien in Hinblick auf Ertrag, Sickerwassermenge und Stickstoffaustrag durchgeführt.

Die effiziente Umsetzung Grundwasser schonender Maßnahmen in der Landwirtschaft erfordert ein hohes Maß an Akzeptanz und Problembewusstsein bei den betroffenen Landwirten. Diese erreicht man durch zielwirksame, nachvollziehbare, möglichst unbürokratische, praktikable und in den Betriebsablauf integrierbare Maßnahmen. Zur Veranschaulichung von Grundwasserschutzmaßnahmen für den Landwirt wurde von der Landwirtschaftlichen Umweltberatung Steiermark und der BOKU Wien ein Beratungsinstrument entwickelt. Damit kann bei der einzelbetrieblichen Düngeplanung eine Einschätzung hinsichtlich Ertragsersparnis und Stickstoffaustrag gegeben werden. Dieses Instrument soll in der Beratung am landwirtschaftlichen Betrieb eingesetzt werden, um gemeinsam mit dem Landwirt unter Berücksichtigung von Risikokulturen und -standorten, den bestmöglichen Konsens zwischen pflanzenbaulichem Ertrag und wasserwirtschaftlichen Erfordernissen zu erreichen. Die direkte Konfrontation des Landwirts mit den zu erwartenden Auswirkungen seiner geplanten Düngemaßnahmen und der Fruchtfolge soll vor allem die Akzeptanz für Grundwasserschutzmaßnahmen erhöhen.

## Einleitung

In Österreich zählt Wasser zu den besonders schützenswerten Ressourcen. Gerade Grundwasser ist in Hinblick auf die Trinkwassernutzung ein sensibler Bereich, der vor Kontaminationen verschont werden muss.

Neben der Industrie und den Kommunen ist die Landwirtschaft als Quelle für die Belastung unserer Umwelt zu nennen. Besonders in landwirtschaftlich intensiv genutzten

Gebieten ist dieser Problematik vermehrt Aufmerksamkeit zu schenken, vor allem weil die Belastungen in der Regel diffus auftreten. Deshalb müssen die Quellen für Emissionen nicht punktuell sondern flächig untersucht und behandelt werden.

Die Grundwasservorkommen im Murtal dienen für viele Bewohner als Trinkwasserquelle. Eine Gefährdung für das Grundwasser scheint von den applizierten anorganischen und organischen Düngemitteln auszugehen, was sich auf Grund von langjährigen Untersuchungen bestätigt. Hier ist vor allem die Belastung des Grundwassers mit Stickstoff zu nennen. Die Höhe sowie die Verteilung der jährlichen Niederschläge hat durch die Sickerwasserbildung einen nicht unbeträchtlichen Einfluss auf die Verlagerung der Nährstoffe und somit deren Konzentration im Grundwasser. Bei Überschreiten des in der Qualitätszielverordnung festgelegten Grenzwertes (QZV Chemie GW 2010) sind Maßnahmen zur Verringerung des Inhaltstoffes zu treffen.

Die Lösungsansätze die Landwirtschaft betreffend sind sehr vielfältig: Änderungen der Bodenbearbeitung, der Fruchtfolge und damit verbunden der Einsatz von Düngemitteln, die Optimierung der Bewässerung, aber auch Flächenstilllegungen bzw. Aufforstungen. Anhand von Modellanwendungen mit verschiedenen Szenarien können einige dieser Lösungsansätze untersucht werden. Auf Grund der aktuellen Problematik mit steigenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser wurden im Bereich des Grazer Feldes, des Leibnitzer Feldes und des Unteren Murtales für die landwirtschaftlichen Nutzflächen mehrere Simulationen mit unterschiedlichen Düngeszenarien in Hinblick auf Sickerwasseranfall und Stickstoffaustrag durchgeführt. Diese sollen auch als Basis für die geplante Beratungstätigkeit dienen.

Die steirische Umweltberatung möchte durch Beratung ein besseres Verständnis in der landwirtschaftlichen Bevölkerung in Zusammenhang mit der Düngung erreichen. Dies soll mit Hilfe eines Simulationstools erfolgen, welches gestattet, der bäuerlichen Bevölkerung den umweltbewussten Einsatz dieser Betriebsmittel zu verdeutlichen.

## Material und Methoden

Das Projektgebiet liegt südlich von Graz und bezeichnet den weitläufigen Talraum der Mur von deren Austritt aus den Alpen bis zur Grenze. Das Untersuchungsgebiet

<sup>1</sup> Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Muthgasse 18, A-1190 WIEN

<sup>2</sup> Landwirtschaftskammer Steiermark, Hamerlinggasse 3, A-8010 GRAZ

\* Ansprechpartner: Ass.Prof. DI Dr. Peter Cepuder, peter.cepuder@boku.ac.at

Tabelle 1: Durchschnittswerte der Jahresmittel von 1980 bis 2012.

Mittelwerte 1980 bis 2012	Global- strahlung MJ/m <sup>2</sup> .d	Temp. max. °C	Temp. min. °C	Nieder- schlag mm	Relative Luft- feuchtigkeit %	Windge- schwindigkeit m/s
Graz Flughafen	11,6	15,2	4,9	829	74	1,7
Leibnitz	11,6	15,3	4,6	911	71	1,2
Bad Radkersburg	11,8	15,4	5,5	822	75	1,5

umfasst eine landwirtschaftlich genutzte Fläche von ca. 28.000 ha. Der Talraum um die Mur besteht aus fluvialen und fluvioglazialen Sedimenten welche für die Grundwasserspeicherung bedeutend sind. Über den Schotterkörpern liegen meist braune Auböden. Das Untersuchungsgebiet hat vorwiegend gemäßigttes Übergangsklima, das vom niederschlagsarmen pannonisch- bzw. illyrisch-kontinentalen Klima mit heißen Sommern und kalten Wintern aber auch von den Mittelmeerniederschlägen beeinflusst wird. Beim Boden dominiert eine lehmig-sandige Feinsedimentdecke mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit zwischen 60 und 80 cm. Rund 40 % der Ackerfläche werden als geringwertig, 30 % als mittelwertig und 30 % als hochwertiges Ackerland ausgewiesen (BMLFUW 2013).

Die flächenmäßig am häufigsten angebaute Kultur ist Mais, ein wesentlicher Bestandteil lokaler Fruchtfolgen. An zweiter Stelle folgt Ölkürbis aus dessen Kernen Öl gewonnen wird. Insgesamt werden im Projektgebiet mehr als 50 verschiedene Kulturen angepflanzt. Davon werden aber nur einige Kulturen auf einer Fläche von jeweils mehr als 1 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche angebaut. Für die Beratung wurden die Kulturen Körnermais, Ölkürbis, Winterweizen und Sojabohne ausgewählt. Nach Winterweizen wird dabei im Regelfall eine Zwischenbegrünung angebaut.

Für das Untersuchungsgebiet wird das mathematische Simulationsmodell EPIC (Environmental Policy Integrated Climate) (SHARPLEY und WILLIAMS 1990) eingesetzt. Mit diesem Modell können eine Reihe physikalischer und chemischer Prozesse simuliert werden. Es basiert im Wesentlichen auf Teilbereichen zur Beschreibung von Wasserhaushalt, Stoffverlagerung, Pflanzenwachstum und Erosion. Die Verknüpfung dieses Modells mit klimatischen, bodenphysikalischen, hydrologischen und pflanzenphysiologischen Daten ergibt somit auch die Möglichkeit der Darstellung der gesamten vertikalen Wasser- und Stickstoffverläufe in Verbindung mit dem Pflanzenwachstum (WILLIAMS 1986).

Die Verwaltung und Darstellung räumlicher Daten erfordert ein GIS. Durch Verknüpfung von EPIC mit ArcView-GIS ist eine einfache Handhabung aller notwendigen Daten und Parameter gewährleistet. Aus der digitalisierten Bodenkarte der Kartierungsbereiche Graz-Süd, Wildon, Leibnitz, Mureck und Bad Radkersburg (BMLFUW 2013) konnten alle erforderlichen Detaildaten wie Mächtigkeit, Bodenart, Speicherfähigkeit, Grobanteil, etc. für das EPIC-GIS Programm entnommen werden.

Für die Simulation sind Tagesdaten von Strahlung, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und Niederschlag erforderlich. Diese wurden von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) für 1980 bis

Tabelle 2: Typische Fruchtfolgen für die Beratung.

Anbauggebiet	Fruchtfolge
Grazer Feld	KM – KM – KM – KM – KM – KM – WW – KM – KM – KM
Leibnitz	KM – KM – KÜ – KM – KM – KM – WW – KÜ – KM – KM
Unteres Murtal	SJ – KM – KÜ – KM – WW – KÜ – KM – KM – KÜ – KM

KM...Körnermais, WW...Winterweizen mit Zwischenbegrünung, KÜ...Kürbis, SJ...Sojabohne

2012 von den Wetterstationen Graz-Flughafen, Leibnitz und Bad Radkersburg zur Verfügung gestellt. In *Tabelle 1* sind die Durchschnittswerte der Jahresmittel zusammengefasst.

Die durchschnittlichen jährlichen Temperaturen bewegen sich für die beiden Regionen Grazer Feld und Leibnitzer Feld um 10°C. Im Unteren Murtal liegen diese mit 10,5°C etwas darüber. Dies zeigt sich auch in einer etwas höheren Strahlung. Die Niederschläge sind mit durchschnittlich 911 mm im Leibnitzer Feld um ca. 90 mm über den beiden anderen Regionen. Die Windgeschwindigkeit im Leibnitzer Feld liegt etwas unter den beiden anderen Regionen.

Von der landwirtschaftlichen Beratung wurden drei typische Fruchtfolgen (*Tabelle 2*) für das Projektgebiet mit Zuordnung der Regionen sowie drei Düngevarianten vorgeschlagen. Diese Fruchtfolgen mit unterschiedlichen Düngegaben wurden als Basis für die Simulationen gewählt. Durch eine entsprechende Programmierung und die Verknüpfung mit einer GIS Oberfläche können mit einfachen Schritten weitere Fruchtfolgen zusammengestellt und die entsprechenden Auswirkungen auf Ertrag, Sickerwasser und Stickstoffaustrag ermittelt werden. Der Einsatz des Simulationsmodells hat den Vorteil, dass für den jeweiligen Landwirt verschiedene Szenarien zusammengestellt und durch deren Berechnungen Prognosen über die Auswirkungen von geänderten Nutzungs- und Bewirtschaftungsformen unter Einbeziehung der Ertragslage auf die Wasserressourcen erstellt werden können. Körnermais (KM), Winterweizen (WW), Ölkürbis (KÜ), Sojabohne (SJ) wurden bearbeitet, aber es können auch andere Kulturen wie Sorghum, Gerste, Kartoffel, etc. eingebunden werden, auch unter Berücksichtigung von Zwischenbegrünung und Untersaaten.

Informationen betreffend Düngermenge, Düngerart und Düngezeitpunkt sind in *Tabelle 3* für die Standarddüngedaten (Variante A) enthalten. Düngervarianten B und C haben rund 10 bzw. 15 % geringere Stickstoffgaben. Die Bewirtschaftung der Felder spielt eine wichtige Rolle in Bezug auf die Durchführung der Simulation. Zu den benötigten Daten zählen Anbau (Datum, Pflanzen/m<sup>2</sup>), Ernte (Datum, Ertrag, Ernteindex, Biomasse), Dünger (Datum, Menge, Zusammensetzung) sowie Bearbeitung (Datum, Gerät, Bearbeitungstiefe) bezogen auf die jeweilige Kultur.

**Tabelle 3: Düngerart, Düngermenge und Zeitpunkt der Düngergaben der Kulturen.**

Kultur	Dünger	Datum	Menge kg/ha	Reinstickstoff kgN/ha
Düngevariante A				
Körnermais	Schweinegülle (TS)	12.4.	900	100
	Vollkorn Gelb	15.4.	200	30
	NAC	15.5.	200	54
Ölkürbis	Schweinegülle (TS)	26.4.	450	50
	Vollkorn Gelb	25.5.	300	30
Winterweizen	Schweinegülle (TS)	4.10.	540	60
	Schweinegülle (TS)	5.3.	540	60
	NAC	15.4.	150	40
Sojabohne	Keine Düngung			
TS...Trockensubstanz				

## Ergebnisse

Grundsätzlich lag die Hauptarbeit in der Bereitstellung eines anwenderfreundlichen Beratungsinstrumentes. Zur Darstellung einiger Ergebnisse wurden mit den vorgegebenen Fruchtfolgen in den drei Regionen flächenhafte Simulationen durchgeführt. Es wurden drei Szenarien über jeweils 25 Jahre (1986 bis 2010) auf Jahresbasis simuliert. Das Erste soll die vorgegebenen Fruchtfolgen mit einer ortsüblichen Stickstoffdüngung wiedergeben, das Zweite eine Simulation mit einer um etwa 10 % geringeren Düngeaufwandmenge und das Dritte eine Simulation mit noch geringeren Stickstoffgaben (ca. 15 %).

Auf Basis dieser Fruchtfolgen wurden für die jeweiligen Regionen die Erträge, die Sickerwassermengen und die Stickstoffausträge in Abhängigkeit der unterschiedlichen Klima- und Bodenverhältnisse simuliert. Die Ergebnisse der Simulationen dürfen aber keinesfalls als ein Abbild von aktuellen Situationen betrachtet werden, da dazu die entsprechenden flächenbezogenen Fruchtfolgen und Düngergaben nicht erhoben wurden.

Die durchschnittlichen Erträge von Körnermais, Winterweizen, Sojabohne und Kürbis samt Schwankungen sind in der *Tabelle 4* dargestellt. Die erzielten simulierten Erträge spiegeln in etwa die tatsächlichen Ertragszahlen unter Einbindung der aktuellen Erntefeuchte wider. Alle Ertragswerte beziehen sich auf Trockensubstanz (TS). Grundsätzlich ist eine klare Abhängigkeit der Erträge von den Bodenverhältnissen ersichtlich. Je besser der Boden hinsichtlich des Wasserspeichervermögens und der organischen Substanz ist, desto höhere Erträge sind bei ausschließlich natürlichem Niederschlagsangebot zu erwarten. Die Änderung der Düngermenge wirkt sich bei den schlechten Böden am prägnantesten aus.

Körnermais wird in allen Regionen angebaut. Beim Kornertrag konnten im Schnitt ca. 11 t/ha Trockensubstanz erreicht werden. Auf schlechten Böden lagen diese bei ca. 6,5 t/ha und konnten bei guten Böden bis ca. 12 t/ha ansteigen. In der Grazer Region waren die Erträge am geringsten, im Unteren Mur- tal am höchsten. Winterweizen lieferte durchschnittliche Erträge von ca. 5,5 t/ha mit Schwankungen zwischen ca. 2,6 und 6,4 t/ha. Die höchsten Erträge wurden im Unteren Mur-

**Tabelle 4: Durchschnittliche Erträge mit Schwankungen in tTS/ha für die Kulturen Körnermais, Winterweizen, Sojabohne und Kürbis.**

Erträge in tTS/ha	Graz	Leibnitz	Unteres Mur- tural
Düngevariante A			
Körnermais mittel	9,7	10,1	10,7
von/bis	6,3 bis 12,1	7,1 bis 11,3	7,2 bis 11,9
Winterweizen mittel	4,8	4,8	5,8
von/bis	2,6 bis 5,8	3,2 bis 5,7	3,6 bis 6,4
Kürbis mittel		0,5	0,6
von/bis		0,3 bis 0,6	0,4 bis 0,6
Sojabohne mittel			2,9
von/bis			1,8 bis 3,2
Düngevariante B			
Körnermais mittel	9,6	10,1	10,6
von/bis	5,9 bis 11,6	6,3 bis 11,5	7,0 bis 11,8
Winterweizen mittel	4,9	4,8	5,6
von/bis	2,6 bis 5,9	1,6 bis 5,8	3,5 bis 6,4
Kürbis mittel		0,5	0,6
von/bis		0,4 bis 0,6	0,4 bis 0,6
Sojabohne mittel			2,9
von/bis			1,8 bis 3,2
Düngevariante C			
Körnermais mittel	9,4	9,6	10,6
von/bis	6,2 bis 11,9	6,8 bis 10,9	7,1 bis 11,8
Winterweizen mittel	4,7	4,6	5,6
von/bis	2,7 bis 5,8	3,1 bis 5,5	3,6 bis 6,4
Kürbis mittel		0,5	0,6
von/bis		0,3 bis 0,6	0,4 bis 0,6
Sojabohne mittel			2,9
von/bis			1,8 bis 3,2

tal erzielt. Ölkürbis erzielte Erträge von 0,3 bis 0,7 t/ha. Im Mittel ergaben sich rd. 0,55 t/ha. Die nicht gedüngte Sojabohne wurde nur im Unteren Mur- tal angebaut und erreichte Erträge zwischen 1,8 bis 3,2 mit durchschnittlichen 2,9 t/ha. Die sehr niedrigen Erträge von allen Kulturen sind auf ein Zusammentreffen von schlechter Niederschlagsverteilung und ungünstigen Bodenverhältnissen zurückzuführen.

Für die um ca. 10 % (B) und 15 % (C) reduzierten Düngergaben in den Fruchtfolgen ergaben sich nur geringfügig geringere Erträge.

In den untersuchten drei Regionen kann von einer durchschnittlichen Sickerwassermenge von rd. 300 mm ausgegangen werden. Im Grazer Feld ergab sich für alle ermittelten Fruchtfolgen eine durchschnittliche Sickerwassermenge von rd. 245 mm mit bodenabhängigen Schwankungen zwischen 150 bis 450 mm. Eine Beeinflussung durch die verringerten Düngergaben ist nicht feststellbar. Im Leibnitzer Feld ergab sich mit rd. 345 mm eine um 100 mm höhere durchschnittliche Sickerwassermenge als im Grazer Feld. Die bodenabhängigen Schwankungen bewegen sich zwischen 205 bis 642 mm. Im Unteren Mur- tal betragen die durchschnittlichen Sickerwassermengen 298 mm und schwanken zwischen 168 und 500 mm.

Der Stickstoffaustrag kann durchschnittlich mit rd. 40 kg/ha für die Düngevariante A angenommen werden. Bei einer um rd. 10 % geringeren Stickstoffdüngung (Variante B) beträgt der durchschnittliche Austrag rd. 35 kg/ha. Variante

**Tabelle 5: Durchschnittliche Sickerwassermengen, Stickstoffausträge und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der simulierten landwirtschaftlichen Nutzflächen.**

	Graz	Leibnitz	Unteres Murtal
Fläche in ha	6996,7	7687,8	13615
Düngervariante A			
Sickerwasser in mm	246	345	298
von/bis	149 bis 450	205 bis 642	168 bis 500
Stickstoffaustrag in kg/ha	24,6	51,8	47,3
von/bis	1,9 bis 191,6	4,4 bis 181,6	18,2 bis 108,5
Nitratkonzentration in mg/l	39	59	66
von/bis	6 bis 205	8 bis 137	29 bis 135
Düngervariante B			
Sickerwasser in mm	246	345	298
von/bis	148 bis 450	205 bis 642	168 bis 500
Stickstoffaustrag in kg/ha	26,6	41,6	36,6
von/bis	2,0 bis 203,3	5,1 bis 160,8	13,3 bis 92,5
Nitratkonzentration in mg/l	42	47	50
von/bis	7 bis 217	9 bis 118	25 bis 109
Düngervariante C			
Sickerwasser in mm	247	346	298
von/bis	149 bis 450	206 bis 642	168 bis 500
Stickstoffaustrag in kg/ha	19,4	39,7	35
von/bis	1,6 bis 171,5	3,7 bis 150,6	14,3 bis 87,4
Nitratkonzentration in mg/l	30	45	48
von/bis	6 bis 184	7 bis 114	24 bis 104

C mit 15 % geringerer Stickstoffdüngung lieferte rd. 31 kg/ha. Die höchsten Stickstoffausträge wurden im Leibnitzer Feld, die geringsten in der Grazer Region festgestellt. Von den Einflussparametern abhängig wurden Werte zwischen 1,6 und 203,3 kg/ha ermittelt. Details können *Tabelle 5* entnommen werden.

Aus Stickstoffaustrag und Sickerwassermenge wurden die Nitratkonzentrationen unterhalb der Wurzelzone ermittelt. Für die Düngevariante A wurden 55 mg/l, für Variante B 46 mg/l und für Variante C von 41 mg/l berechnet. Bodenabhängig bewegen sich die Werte zwischen 6 und 217 mg/l. Die geringsten Konzentrationen konnten im Grazer Feld, die höchsten im Unteren Murtal festgestellt werden (*Tabelle 5*).

Für die Beratungstätigkeit können für alle gewählten Fruchtfolgen Standortbezogen (bzw. Schlagbezogen) diese Auswirkungen direkt mit dem betroffenen Landwirt diskutiert und Optimierungen in der Bewirtschaftung gefunden werden.

Aus diesen großflächigen Simulationen dürfen keine Rückschlüsse für tatsächlich auftretende Messergebnisse (etwa im Grundwasser) geschlossen werden, da die ausgewählten Fruchtfolgen nicht den tatsächlichen entsprechen. Für die vorliegenden Fruchtfolgen mit unterschiedlichen Stickstoffgaben sind jedoch Unterschiede in den Erträgen und den damit zusammenhängenden Stickstoffausträgen klar zu sehen. Spezielle Betrachtungen einzelner Fruchtfolgen und Bodenformen in Abhängigkeit der jährlich wechselnden Klimaverhältnisse sind mit Hilfe der vorliegenden Softwareanwendung jederzeit möglich und können rasch durchgeführt werden. Mit Hilfe dieses Beratungswerkzeuges können sowohl bereits stattgefundene Bewirtschaftungen konkret

nachvollzogen als auch Empfehlungen für zukünftige Bewirtschaftungen erarbeitet werden.

## Literatur

- BAUMER, O.W., 1989: Predicting Unsaturated Hydraulic Parameters. In: van GENUCHTEN M.Th., LEIJ F.J.. Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils. Proceedings of the International Workshop on Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils, October 11-13, Riverside, California.
- BEICHLER, A., A. BERNSTEINER und J. MAßWOHL, 2012: Bewusstseinsbildende Maßnahmen für einen nachhaltigen Grundwasserschutz am Beispiel der Feldkapazität als wesentlichen Parameter für die Düngeberatung. In: 3. Umweltökologisches Symposium 2012, 111-116.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT: Hydrographisches Jahrbuch. Hydrographisches Zentralbüro 1982-1996, Wien.
- BMLFUW, 2013: Auszug aus der Österreichischen Bodenkartierung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien.
- QZV Chemie GW, 2010: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW).
- SHARPLEY, A.N. and J.R. WILLIAMS, (eds), 1990: EPIC-erosion/productivity impact calculator, model documentation. US Dep. Agric. Tech. Bull. 1768.
- VAN GENUCHTEN, M.T., 1992: Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. Proceedings of the International Workshop on Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils, October 11-13 1989, Riverside, Univ. of California.
- WAKONIGG, H., 1978: Witterung und Klima in der Steiermark – Arbeiten aus dem Institut für Geographie, Graz.
- WILLIAMS, J.R., 1986: Effect of erosion productivity EPIC water erosion model. Proc. 4th Fed. Interagency Sediment Conf. Vol. 2 6/1-6/8.

# Effekte der symbiontischen Stickstoff-Fixierung der Sojabohne

Johann Vollmann<sup>1\*</sup> und Peter Schweiger<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Die Sojabohne ist zu einer bedeutenden Körnerleguminose im österreichischen Anbau geworden, wodurch die Frage der symbiontischen Stickstoff-Fixierung von besonderem Interesse ist. Effekte der Stickstoff-Fixierung wurden daher an nodulierenden bzw. nicht nodulierenden Sojabohnen auf ostösterreichischen Standorten analysiert. Dabei zeigte sich, daß neben agronomischen Merkmalen vor allem der Proteingehalt der Samen durch die Stickstoff-Fixierung beeinflusst wurde. Darüber hinaus führten Unterschiede in der Stickstoff-Fixierung zu messbaren Veränderungen in Photosynthese- und Blattmerkmalen wie dem Chlorophyllgehalt oder Blatt-Bildanalyse-Merkmalen, die ebenfalls mit dem Proteingehalt korreliert waren und somit zur indirekten Messung der Stickstoff-Fixierung dienen könnten. Der Anteil des symbiontisch fixierten am insgesamt aufgenommenen Stickstoff lag zumeist unter 50%, was Auswirkungen auf die N-Bilanz und andere Umweltwirkungen des Sojaanbaus hat.

**Schlagwörter:** Proteingehalt, Stickstoff-Bilanz, Nodulation

## Summary

Soybean has become an important grain legume within the Austrian arable crops which raises the question of symbiotic di-nitrogen fixation. Therefore, effects of di-nitrogen fixation were analyzed in nodulating vs. non-nodulating soybean lines at locations in the east of Austria. Results demonstrated that seed protein content was most affected by di-nitrogen fixation apart from agronomic characters. In addition, differences in di-nitrogen fixation could be measured in characters such as chlorophyll content or leaf image analysis features which were also correlated to seed protein content. The percentage of symbiotically fixed nitrogen out of total nitrogen content was below 50% in most cases, which affects N balance as well as other environmental effects of soybean cropping.

**Keywords:** seed protein content, nitrogen balance, nodulation

## Einleitung

Die Sojabohne (*Glycine max* [L.] Merr.) wird als die weltweit wichtigste Körnerleguminose auch in Österreich wieder zunehmend angebaut. Betrug die jährliche Anbaufläche vor einem Jahrzehnt noch weniger als 20.000 ha, so ist seit 2008 ein Anstieg der Fläche zu verzeichnen, der im Jahr 2013 bereits 41.919 ha erreichte; von dieser Sojafläche wurden im Jahr 2013 7573 ha unter Biobedingungen angebaut, v.a. im Burgenland und in Niederösterreich. Die österreichischen Sojaerträge zeigten sich im Zeitraum 2005-2012 mit 26,0 bis 29,4 dt/ha als vergleichsweise stabil (AMA 2013). Sojabohnen enthalten bezogen auf Trockenmasse durchschnittlich 40% Protein und 20% Öl und sind vor allem aufgrund dieses hohen Proteingehaltes ein wichtiger Rohstoff sowohl in der Lebensmittel- als auch in der Futtermittelindustrie (COBER et al. 2009). Nimmt man einen Kornertrag von 3000 kg/ha mit einem Proteingehalt von 40% an, so bedeutet dies einen Proteinertrag von 1200 kg/ha und damit einen rechnerischen Stickstoffentzug mit der Kornernte von mehr als 190 kg/ha. Für den Biolandbau, aber auch für den konventionellen Landbau stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage nach der Höhe der biologischen N<sub>2</sub>-Fixierung der Sojabohne, welche für Kornertrag, Qualität des Erntegutes (Proteingehalt),

N-Dynamik, N-Bilanz und Vorfruchteffekt gleichermaßen von Bedeutung ist, zumal eine N-Düngung von max. 60 kg/ha nur unter besonderen Bedingungen empfohlen wird (BMLFUW 2006) und eine N-Düngung im Rahmen des ÖPUL-Programmes nicht zulässig ist.

Die biologische N<sub>2</sub>-Fixierung der Sojabohne geschieht in Symbiose mit *Bradyrhizobium japonicum* ([Kirchner] Jordan), wobei eine Beimpfung des Saatgutes beim Anbau erforderlich ist, um eine Knöllchenbildung zu erreichen. Die Nodulierung und in weiterer Folge die tatsächliche N<sub>2</sub>-Fixierungsleistung stehen stark mit dem Kohlenstoffhaushalt und damit der Photosyntheseleistung in Wechselwirkung und werden von zahlreichen Umweltfaktoren (Nitratgehalt des Bodens, Temperatur, Wasserversorgung usw.) beeinflusst (SINCLAIR 2004). Weiter unterscheiden sich sowohl Sojagenotypen (SANTOS et al. 2013) als auch Bradyrhizobien-Stämme (TORRES et al. 2012) hinsichtlich ihrer symbiontischen Effizienz. Daher werden z.B. von SCHIPANSKI et al. (2010) fixierte Gesamt-N<sub>2</sub>-Mengen der oberirdischen Biomasse in dem weiten Bereich von 40 bis 224 kg N/ha angegeben, womit der %-Anteil des fixierten N von unter 20 bis über 80% schwankt. Nach SALVAGIOTTI et al. (2008) steigt pro kg aufgenommenem N in der oberir-

<sup>1</sup> Universität für Bodenkultur Wien, Abt. Pflanzenzüchtung, Konrad Lorenz Str. 24, A-3430 TULLN AN DER DONAU

<sup>2</sup> Bioforschung Austria, Esslinger Hauptstraße 132-134, A-1220 WIEN

\* Ansprechpartner: Dr. Johann Vollmann, johann.vollmann@boku.ac.at

dischen Biomasse der Ertrag linear um 13 kg, wobei aber nur etwa 50-60% des N-Bedarfs aus N-Fixierung gedeckt wird. Unter kühleren europäischen Anbaubedingungen und mit frühreifenden Genotypen stammen etwa 30-50% des oberirdischen N aus  $N_2$ -Fixierung (OBERSON et al. 2007), wobei unter Biobedingungen höhere N-Fixierungsraten als unter konventionellen Anbaubedingungen festgestellt wurden.

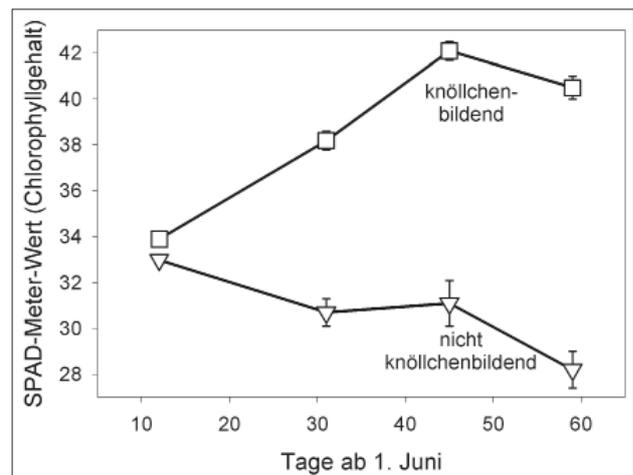
Da die biologische  $N_2$ -Fixierung der Sojabohne sowohl agronomisch als auch umweltökologisch von Interesse ist, werden im Folgenden Ergebnisse vorgestellt, welche verschiedene quantitative Effekte der N-Fixierung unter österreichischen Bedingungen zeigen und damit die Sojabohne insgesamt in diesem Merkmal charakterisieren.

## Material und Methoden

Unterschiedliche Sojabohnen-Genotypen (Zuchtmaterial) der Reifegruppen 0 bis 000 wurden auf verschiedenen Standorten in Ostösterreich in den Versuchsjahren 2006 bis 2011 in Feldversuchen analysiert. Zur Darstellung von Effekten der  $N_2$ -Fixierung wurden u.a. nah-isogene Familien aus einer Kreuzung verwendet, die eine Aufspaltung im Merkmal Knöllchenbildung zeigte, sodass  $N_2$ -fixierende Familien (Genotyp *Rj1Rj1*) mit solchen ohne Knöllchenbildung (Genotyp *rj1rj1*) verglichen werden konnten. Der Chlorophyllgehalt als Maß für  $N_2$ -fixierungsabhängiges Photosynthesepotential wurde mittels SPAD-Meter bzw. Bildanalyse erfasst, Samen-Qualitätsmerkmale wie der Proteingehalt mittels NIR-Spektroskopie, wie bei VOLLMANN et al. (2011) beschrieben. Zur Bestimmung des tatsächlichen Anteils der  $N_2$ -Fixierung im oberirdischen Aufwuchs wurden  $^{15}N/^{14}N$ -Isotopenverhältnisse (natural abundance-Methode, nichtfixierende Referenzpflanzen) herangezogen, wie bei SCHWEIGER et al. (2012) im Detail beschrieben.

## Ergebnisse und Diskussion

Die biologische  $N_2$ -Fixierung im Vergleich zwischen nodulierenden und nicht-nodulierenden Sojabohnen-Linien gleichen genetischen Hintergrundes führte zu einer Reihe von Effekten/Unterschieden in der Pflanzenentwicklung, in agronomischen Merkmalen und schließlich in Qualitätsmerkmalen des Erntegutes. In *Abbildung 1* ist der zeitliche Verlauf des Blattchlorophyllgehaltes über die gesamte Blütephase dargestellt: Während vor der Blüte zunächst kaum Unterschiede zwischen nodulierenden und damit  $N_2$  fixierenden und nicht-nodulierenden Pflanzen bestanden, nahm der Chlorophyllgehalt der nicht-nodulierenden Linien rasch ab (Blätter werden gelb-grün und zeigen damit Stickstoffmangel an) und die Seneszenz der Blätter setzte früher ein, wogegen nodulierende Linien ihren Chlorophyllgehalt bis zum Stadium der Vollblüte steigern konnten und erst zu Beginn der Kornfüllungsphase wieder reduzierten. Dies bedingt einerseits eine längere Assimilationsphase und auch insgesamt höhere Assimilationsraten nodulierender Pflanzen und begründet damit auch höhere Kornerträge, während andererseits durch höheren Chlorophyllgehalt auch mehr Stickstoff im Rahmen der Chlorophylldegradation zur Translokation in das Korn zur Verfügung steht, was einen höheren Proteingehalt im Korn ermöglicht. Damit wird auch



**Abbildung 1: Zeitlicher Verlauf des Blatt-Chlorophyllgehaltes von nodulierenden und nicht-nodulierenden Sojabohnen-Linien von der Vorblüte (V5-Stadium) über die Stadien der Vollblüte bis zur beginnenden Kornfüllung (R5-Stadium).**

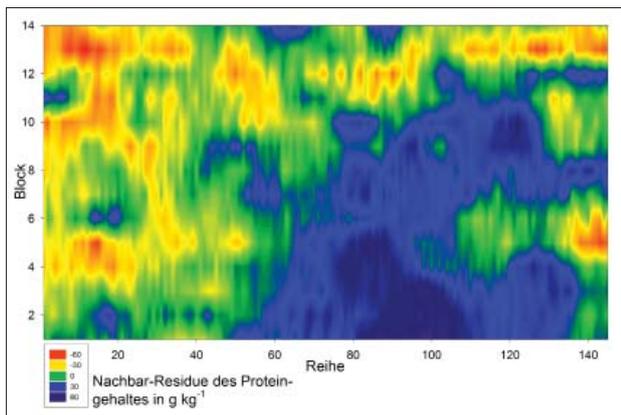
klar bestätigt, daß die  $N_2$ -Fixierung der Sojabohne der am meisten limitierende Einflussfaktor auf Photosynthese und die nachfolgenden Ertragsbildungsprozesse ist (SINCLAIR 2004). Neben den in *Tabelle 1* wiedergegebenen Effekten der  $N_2$ -Fixierung (knöllchenbildend vs. knöllchenlos) auf Blattgröße, Wuchshöhe oder Reifezeit waren besonders Ertragsmerkmale wie TKG oder Hülsenzahl pro Pflanze durch die  $N_2$ -Fixierung beeinflusst, was auch in österreichischen Untersuchungen mehrfach gezeigt worden war (z.B. BLAIMAUER 1991). Wie zu erwarten, wurde auch der Proteingehalt des Erntegutes stark von der  $N_2$ -Fixierung beeinflusst (*Tabelle 1*), was insbesondere für die Erfüllung von Qualitätsstandards im Rahmen der Produktion von Speise-Sojabohnen von großer Bedeutung ist. Unterschiede im Chlorophyllgehalt zur Vollblütezeit bzw. zu damit eng zusammenhängenden Bildanalyse-Parametern waren auch sehr deutlich mit dem Proteingehalt zur Reifezeit korreliert (VOLLMANN et al. 2011).

Die  $N_2$ -Fixierung und der Proteingehalt der Sojabohne werden neben dem Soja- sowie dem *Bradyrhizobium*-Genotyp auch von verschiedensten Umweltfaktoren beeinflusst (SINCLAR 2004, VOLLMANN et al. 2000), wie auch eine Proteingehalts-Trendkarte eines großen Screening-Versuches mit über 2000 Einzelparzellen zeigt (*Abbildung 2*). Auch hier bestand ein deutlicher Zusammenhang zwischen Bildanalysedaten zum Stadium der Vollblüte und dem Proteingehalt (*Abbildung 3*), was ähnlich einer Ertragskartierung auch zu einer Feld-Kartierung der  $N_2$ -Fixierung herangezogen werden könnte.

In verschiedenen Experimenten unter Bedingungen des Biologischen Landbaues auf Standorten im Weinviertel bzw. dem Marchfeld wurden Kornerträge von nicht-fixierenden Sojabohnen durch Nodulierung um 18-100% erhöht, es verbesserte sich auch der Harvest-Index (von 38, 44 oder 48 auf etwa 51-52%), das TKG und der Samen-Proteingehalt (Daten aus SCHWEIGER et al. 2012). Der durch Bestimmung des  $^{15}N/^{14}N$ -Isotopenverhältnisses gemessene Anteil des Stickstoffs aus fixiertem Luftstickstoff lag dabei

**Tabelle 1: Effekte der Nodulierung auf Entwicklungs-, Ertrags- und Qualitätsmerkmale im Vergleich zwischen nodulierenden (n=80) und nicht-nodulierenden (n=34) Sojabohnen-Linien.**

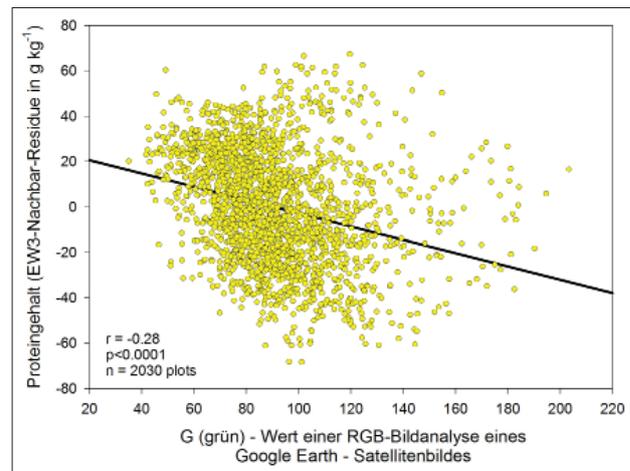
Eigenschaft	Nodulationsvariante		Signifikanz (F-Test)
	$Rj_i$ (knöllchenbildend)	$rj_i$ (knöllchenlos)	
Blattgröße (% grüne Pixel)	16.2	12.9	<0.0001
Reifezeit (Tage nach dem 31. Juli)	43.5	38.7	0.0028
Wuchshöhe (cm)	95.2	83.8	0.0003
Hülsenzahl pro Pflanze (n)	18.3	10.5	<0.0001
TKG (g)	176	143	<0.0001
Proteingehalt (g kg <sup>-1</sup> )	428	352	<0.0001
Ölgehalt (g kg <sup>-1</sup> )	181	219	<0.0001
Zuckergehalt (g kg <sup>-1</sup> )	33	39	0.0245

**Abbildung 2: Feldkarte von Nachbaranalyse-abgeleiteten Residuen des Proteingehaltes eines Sojabohnen-Einzelreihenversuches von 2030 (14 Blöcke x 145 Reihen) Einzelreihen (Gross Enzersdorf, 2009).**

durchschnittlich zwischen 40 und 52% (20-70% in Einzelparzellen) des insgesamt aufgenommenen Stickstoffs. Aufgrund des angeführten Harvestindex ergibt sich aus diesem fixierten N<sub>2</sub>-Anteil somit eine negative oder maximal ausgeglichene N<sub>2</sub>-Bilanz. Dies wird durch eine Meta-Analyse zur N<sub>2</sub>-Fixierung mit über 600 einzelnen Datensätzen bestätigt, wonach bei der Sojabohne durchschnittlich 50-60% des Stickstoffbedarfs durch N<sub>2</sub>-Fixierung gedeckt werden (SALVAGIOTTI et al. 2008) und die Sojabohne in 80% der untersuchten Fälle eine leicht negative N-Bilanz (bis -40 kg N / ha) aufweist. Dies und die große Variabilität im Anteil des fixierten Stickstoffs am Gesamtstickstoffgehalt weisen darauf hin, daß Sojabohnen im Vergleich zu anderen Leguminosen sowohl in ihrem Vorfruchtwert als auch im Hinblick auf die Gefahr eines N-Austrages sehr differenziert betrachtet werden müssen.

## Schlussfolgerung

Die biologische N<sub>2</sub>-Fixierung der Sojabohne beeinflusst Wachstums-, Entwicklungs- und Ertragsprozesse. Die Variabilität der N<sub>2</sub>-Fixierung ist auch aus Photosynthese-Parametern oder dem Proteingehalt des Erntegutes erkennbar, was zu Selektions-, Screening- oder Monitoringzwecken eingesetzt werden könnte. Zur Verbesserung der erwünschten Vorfruchtwirkung der Sojabohne sollte aus landwirtschaftlicher Sicht versucht werden, die N<sub>2</sub>-Fixierungsleistung zu verbessern, während aus umweltökologischer Sicht die Gefahr für einen N-Austrag als zumeist gering erscheint.

**Abbildung 3: Beziehung zwischen dem Grün-Wert der RGB-Bildanalyse eines Google Earth-Satellitenbildes von 2030 Einzelreihen zum Stadium R5 (beginnende Kornfüllung) und der Proteingehalts-Residue einer Nachbaranalyse (Gross Enzersdorf, 2009).**

## Literatur

- AMA (Agrar Markt Austria), 2013: Getreide und Ölsaaten in Österreich - Anbauflächen, Durchschnitts- und Gesamterträge, Marktleistung 2005 bis 2013. AMA, Wien. online: [www.ama.at](http://www.ama.at), 3. Dez. 2013.
- BLAIMAUER, J., 1991: Einfluss unterschiedlicher Saatgut- und Bodenbehandlungsmethoden mit Knöllchenbakterien auf das Ertragsverhalten in den österreichischen Hauptproduktionsgebieten bei Sojabohne (*Glycine max* L. Merr.). Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien.
- BMLFUW (Hrsg.), 2006: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. 6. Auflage. BMLFUW, Wien.
- COBER, E.R., S.R. CIANZIO, V.R. PANTALONE and I. RAJCAN, 2009: Soybean. In: J. VOLLMANN and I. RAJCAN (Hrsg.), Oil Crops, Serie: Handbook of Plant Breeding, Vol. 4, 57-90. Springer, New York.
- OBERSON, A., S. NANZER, C. BOSSHARD, D. DUBOIS, P. MÄDER and E. FROSSARD, 2007: Symbiotic N<sub>2</sub> fixation by soybean in organic and conventional cropping systems estimated by <sup>15</sup>N dilution and <sup>15</sup>N natural abundance. *Plant Soil* 290, 69-83.
- SALVAGIOTTI, F., K.G. CASSMAN, J.E. SPECHT, D.T. WATERS, A. WEISS and A. DOBERMANN, 2008: Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Res.* 108, 1-13.
- SANTOS, M.P., I.O. GERALDI, A.A. FRANCO GARCIA, N. BORTOLATTO, A. SCHIAVON and M. HUNGRIA, 2013: Mapping of QTLs associated with biological nitrogen fixation traits in soybean. *Hereditas* 150, 17-25.

- SCHIPANSKI, M.E., L.E. DRINKWATER and M.P. RUSSELLE, 2010: Understanding the variability in soybean nitrogen fixation across agroecosystems. *Plant Soil* 329, 379-397.
- SCHWEIGER, P., M. HOFER, W. HARTL, W. WANEK and J. VOLLMANN, 2012: N<sub>2</sub> fixation by organically grown soybean in Central Europe: Method of quantification and agronomic effects. *Europ. J. Agron.* 41, 11-17.
- SINCLAIR, T.R., 2004: Improved carbon and nitrogen assimilation for increased yield. In: BOERMA, H.R., SPECHT, J.E. (Hrsg.), *Soybeans: Improvement, Production, and Uses*. Series Agronomy, No. 16, third ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 537-568.
- TORRES, A.R., G. KASCHUK, G.P. SARIDAKIS and M. HUNGRIA, 2012: Genetic variability in *Bradyrhizobium japonicum* strains nodulating soybean [*Glycine max* (L.) Merrill]. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 28, 1831-1835.
- VOLLMANN, J., C.N. FRITZ, H. WAGENTRISTL and P. RUCKENBAUER, 2000: Environmental and genetic variation of soybean seed protein content under Central European growing conditions. *J. Sci. Food Agric.* 80, 1300-1306.
- VOLLMANN, J., H. WALTER, T. SATO and P. SCHWEIGER, 2011: Digital image analysis and chlorophyll metering for phenotyping the effects of nodulation in soybean. *Computers Electronics Agric.* 75, 190-195.