

Effekt von bodennaher Gülleausbringung auf den Phosphoraustrag in Drainagen

R. Hösl, P. Strauss, E. Murer, A. Eder, T. Bauer und A. Bohner

Effect of near ground slurry application techniques on phosphorus losses into tile drains

1 Einleitung

Erhöhte Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer führen zu Gewässereutrophierung mit den Folgeproblemen Verkrautung, erhöhtem Algenwachstum und vermindertem Sauerstoffgehalt im Gewässer. In vielen Fällen liegt Phosphor (P) als wachstumsbestimmender Faktor vor und kann vielfach als Ursache für das Verfehlen des Qualitätszieles „guter Zustand in Oberflächengewässern“ (WASSERRECHTSGESETZ, 1959, idF BGBl. Nr. 24/2012) angesehen werden.

Während in ackerbaulich genutzten Gebieten oftmals Oberflächenabfluss und darin enthaltenes Sediment als Quelle für Phosphoreintrag in Oberflächengewässer angesehen wird (GBUREK et al., 2000; SHARPLEY, 1995), kommt auf Grünlandstandorten dem Phosphoreintrag über Drainagen große Bedeutung zu (ANDERSEN et al., 2005; KRONVANG et al., 2002). Phosphoreinträge in Oberflächengewässer werden durch ein äußerst komplexes Zusammenspiel von Klima, Topographie, Bodenart und Bewirtschaftung bestimmt und unterliegen zusätzlich noch zeitlichen und räumlichen Unterschieden (HECKRATH et al., 2008).

Eine besondere Bedeutung in Bezug auf Phosphoraustrag über drainiertem Grünland kommt dabei bevorzugten ver-

tikaligen Fließwegen (Makroporenfluss) zu (SCHELDE et al., 2006; STAMM et al., 1998). Dies sind vorwiegend schnell drainierende Makroporen, welche bei Wasseranteilen unterhalb der Feldkapazität nicht mit Wasser gefüllt sind (ROWELL, 1994). Bei starken Niederschlägen wird das Eindringen des Wassers in drainierten Böden im Wesentlichen von zwei Vorgängen beeinflusst. Einerseits dringt Wasser (gemeinsam mit darin enthaltenem Sediment und Nährstoffen) von der Oberfläche in die Makroporen ein und fließt Richtung Drainrohre ab. Andererseits wird das Wasser von der Bodenmatrix aufgenommen und entsprechend den hydraulischen Eigenschaften mehr oder weniger schnell vertikal in die Tiefe transportiert (Matrixfluss). Während eines Niederschlagsereignisses kann Wasser aber nicht immer schnell genug in den Mittel- und Feinporen bis zur Draintiefe vordringen. Dieses in den oberen Mittel- und Feinporen zusätzliche Wasser drückt auf das tiefer unten gespeicherte Bodenwasser. Dadurch kommt es zum Abfluss von „älterem“ Bodenwasser (EDER, 2007).

Zusammen mit Makroporenfluss kann auch Sediment in Drainagen abtransportiert werden. Dies ist insofern von Bedeutung, als dass Phosphor vielfach partikulär gebunden ist und auch in dieser Form über Drainagen in Oberflächengewässer gelangt (BALL COELHO et al., 2012; SCHELDE

Summary

Four different slurry application techniques (drag shoe = SH, drag hose = SC, chisel injector = D and deflector plate = PT) and one control plot (N = zero slurry) were tested on grassland within the catchment of lake Waging-Taching in order to investigate phosphorus losses into tile drains. Slurry ($20 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) was applied onto the grassland directly above tile drains. Then rainfall simulations were carried out, discharge from the tile drains was collected and analysed for phosphorus concentration (total P) and sediment concentration. The relation between sediment concentration and P concentration was almost linear for all tested slurry application techniques and P concentrations did not vary significantly within the tested variants ($p > 0.05$). However by pooling the near ground application techniques (SC, SH and D) a significant difference compared to PT could be shown ($p = 0.03$).

Key words: near ground slurry application, deflector plate, phosphorus, rainfall simulation, grassland experiments.

Zusammenfassung

Auf einem Grünlandstandort im Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees in Oberbayern wurden vier verschiedene Gülleausbringungstechniken (Schleppschuh = SH, Schleppschlauch = SC, Gülledrill = D und Prallteller = PT) hinsichtlich ihrer Wirkung auf den Phosphoraustrag in Drainagen getestet. Zusätzlich wurde noch eine Kontrollvariante (N) ohne Gülleausbringung untersucht. Dafür wurde direkt über den Drainsträngen Rindergülle aufgebracht, anschließend wurden künstliche Beregnungen durchgeführt. Der Drainabfluss wurde auf den Gesamtposphorgehalt und die Schwebstoffkonzentration untersucht. Die Beziehung zwischen Schwebstoffkonzentration und P-Konzentration verlief bei allen Gülleausbringungsvarianten annähernd linear. Ein Vergleich der getesteten Varianten zeigte, dass sich die durchschnittlichen Phosphorkonzentrationen nicht signifikant voneinander unterscheiden ($p > 0,05$). Das Poolen der bodennahen Ausbringungsvarianten (SH, SC und D) ergab allerdings einen signifikanten Unterschied verglichen mit der Ausbringungsvariante Prallteller ($p = 0,03$).

Schlagnworte: bodennahe Gülleausbringung, Prallteller, Phosphor, Regensimulation, Grünlandversuch.

et al., 2006). Zahlreiche Studien untersuchten den Phosphoraustrag aus Drainagen über Grünlandbewirtschaftung (HOODA et al., 1999; STAMM et al., 1998; SCHELDE et al., 2006). Es gibt allerdings nur sehr wenig Information über die Wirkung bodennaher Gülleausbringung hinsichtlich der P-Austräge in Drainagen (BALL COEHLO et al., 2012), da bodennahe Gülleausbringungstechniken vorwiegend hinsichtlich rasch in die Atmosphäre entweichender Stickstoffverbindungen (vor allem Ammoniak) untersucht werden (MAGUIRE et al., 2011; PERÄLÄ et al., 2006). Studien in Pennsylvania (USA) belegen reduzierte Phosphorkonzentrationen bei Gülleinjektion im Vergleich zu Gülleausbringung mit Prallteller, allerdings im Oberflächenabfluss (ROTZ et al., 2011). DIEPOLDER et al. (2005) berichten über niedrigere Phosphorkonzentrationen im Drainabfluss bei Gülleinjektion im Vergleich zum Prallteller.

Die vorliegende Studie beschäftigt sich mit der Frage, ob bodennahe Gülleausbringung auch eine gewässerschonende Wirkung hinsichtlich des Phosphoraustrags aufweist. Da kommunale Abwassereinleitungen als punktuelle Phosphoreintragsquellen kaum mehr in Frage kommen, lag der Fokus auf der Untersuchung von Stoffeinträgen in Oberflächengewässer aus drainierten Grünlandflächen.

2 Methodik

Mittels künstlicher Beregnungsversuche wurden drei bodennahe Gülleausbringungsvarianten einer konventionellen Gülleausbringung mittels Prallteller und einer Nullvariante ohne Gülleapplikation gegenübergestellt. Beregnungsversuche dazu fanden im Einzugsgebiet des Wa-

ginger-Tachinger Sees (Deutschland) statt. Das Einzugsgebiet dieses oberbayrischen Sees wird, fast ausschließlich als Grünland, intensiv landwirtschaftlich genutzt. Nur rund 15 % des Einzugsgebietes werden ackerbaulich bewirtschaftet. Der Waginger-Tachinger See weist seit Jahren Phosphorwerte auf, die jenseits der zugelassenen Grenzwerte für einen guten ökologischen Zustand von Oberflächengewässer sind (WWA TRAUNSTEIN, 2002). Um den Phosphoraustrag aus Drainagen quantifizieren zu können, wurden Beregnungsversuche mit unterschiedlichen Gülleausbringungsvarianten durchgeführt. Künstliche Beregnungsversuche sind eine Möglichkeit, um in relativ kurzer Zeit verschiedene Gülleausbringungsmethoden im Hinblick auf schnellen Zwischenabfluss über Makroporen unter annähernd konstanten Bedingungen testen zu können.

2.1 Versuchsstandort

Die Versuche wurden in Kirchberg bei Petting am Waginger See in Oberbayern (Deutschland) durchgeführt. Der langjährige mittlere Jahresniederschlag beträgt rund 1.200 mm (WWA TRAUNSTEIN, 2002). Der Versuchsstandort liegt im unmittelbaren Einzugsgebiet des Waginger-Tachinger Sees auf etwa 450 m Seehöhe. Das Grünland fällt leicht in Richtung Ost-Nordost Richtung Waginger See ab, mit einer mittleren Neigung von etwa 2 %. Beim Bodentyp handelt es sich um einen verbrauchten Pseudogley. Der untersuchte Standort weist sehr geringe Werte für PCAL sowie für wasserlöslichen Phosphor (PH_2O) auf (Tab. 1). Nach der Gehaltsklasseneinteilung der Richtlinie für sachgerechte Düngung (BMLFUW, 2006) entspricht dies der Gehaltsklasse A – sehr niedrig.

Horizont	Humus %	Ton %	Schluff %	Sand %	> 2 mm %	Bodenart* < 2mm	PCAL mg kg ⁻¹	PH ₂ O** mg kg ⁻¹
AP 0–10 cm	6,1	21,8	51,2	27	2,2	Lu	9,1	<10
P1 10–26 cm	1,8	20,1	51,6	28,4	0,8	Lu	5,1	<10
P2 26–80 cm	1,3	30,4	47,9	21,6	0,3	Lt2	4,8	<10

*nach Ad-hoc AG Boden (2005)

**Diese Werte liegen unterhalb der Nachweisgrenze und sind aufgrund dessen nicht interpretierbar.

Tabelle 1: Bodeneigenschaften am Versuchsstandort
Table 1: Soil properties at the study site

Das Grünland wird drei- bis viermal im Jahr geschnitten und nach jedem Schnitt mit etwa 20 m³ ha⁻¹ Rindergülle gedüngt.

2.2 Drainierung

Die Grünlandfläche wurde 1962 drainiert, der Abstand zwischen den einzelnen Drainsträngen beträgt etwa 12 m. Die aus Ton gefertigten, filterlosen Drainrohre (ca. 6,5 cm Innendurchmesser) befinden sich in etwa 80 bis 90 cm Tiefe und waren zum Zeitpunkt der Untersuchungen teilweise bis zur halben Querschnittshöhe, zum Teil auch zu zwei Drittel mit Sediment gefüllt (Abb. 1). Die einzelnen Drainstränge münden unmittelbar in den Vorfluter und in weiterer Folge in den Waginger-Tachinger See. Um Abflussproben aus den Drainagen zu gewinnen wurden fünf Drainstränge unterhalb der Beregnungsfläche mittels Bagger freigelegt (Abb. 2).



Abbildung 1: Mit Sediment gefülltes Drainrohr
Figure 1: Tile drain filled with sediment



Abbildung 2: Versuchsfläche mit schematisch dargestellten Drainsträngen (strichlierte Linien), Petting am See, Oberbayern (Deutschland)

Figure 2: Study site with outlined tile drains (dotted lines), Petting am See, Upper Bavaria (Germany)

2.3 Gülleausbringung

Die Rindergülle wurde vom Bewirtschafter der Fläche bezogen und parallel über jedem Drainstrang in einer praxisüblichen Menge von 20 m³ ha⁻¹ aufgebracht. Die verwendete Rindergülle wurde auf ihren Phosphorgehalt untersucht (Tab. 2). Die Ausbringung der Rindergülle erfolgte mittels vier unterschiedlicher Techniken: Schlepsschuh (SH, Arbeitsbreite etwa 15 m), Schlepsschlauch (SC, Arbeitsbreite etwa 15 m), Gölledrill (D, Arbeitsbreite etwa 12 m) und Prallteller (PT, Arbeitsbreite etwa 15 m). Zusätzlich wurde eine Kontrollvariante (N, Nullvariante) ohne Gülleausbringung angelegt.

	P (gesamt) kg ha ⁻¹	P (wasserlöslich) kg ha ⁻¹
Schleppschuh	7,8	3,8
Schleppschlauch	7,4	3,8
Prallteller	7,4	3,6
Gülledrill	7,8	4,4
Mittelwert u. Standardabweichung	7,6 ± 0,2	3,9 ± 0,3

Tabelle 2: Gesamtphosphorgehalt und wasserlöslicher Phosphorgehalt der verwendeten Rindergülle (kg.ha⁻¹)
 Table 2: Slurry phosphorus concentration (kg.ha⁻¹)

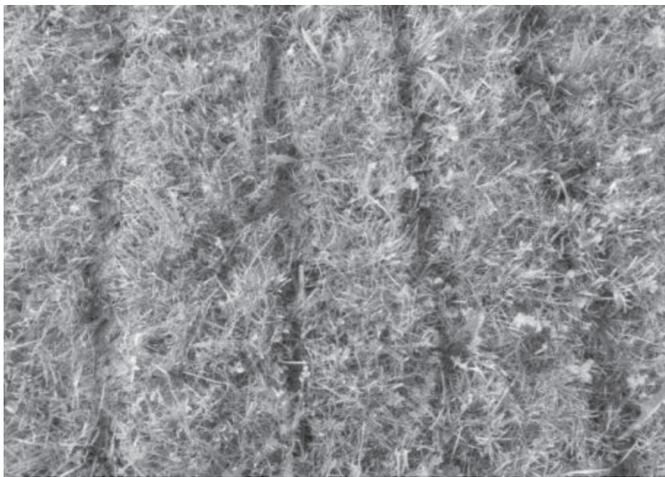


Abbildung 3: Ausbringungsmuster Schleppschuh (SH)
 Figure 3: Slurry pattern drag shoe (SH)

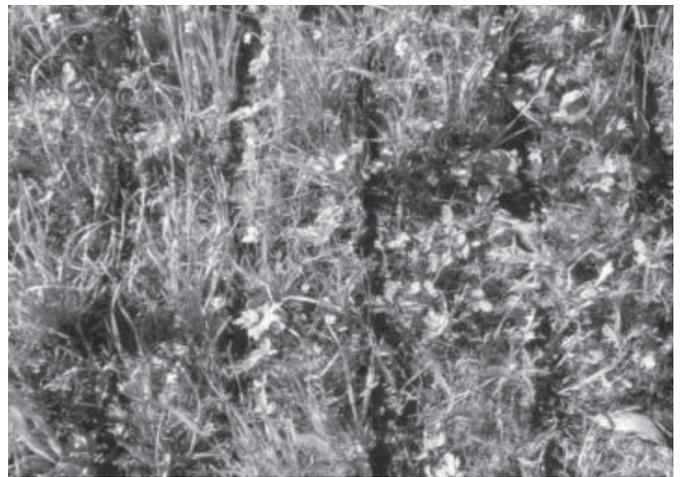


Abbildung 5: Ausbringungsmuster Gülledrill (D)
 Figure 5: Slurry pattern chisel injector (D)

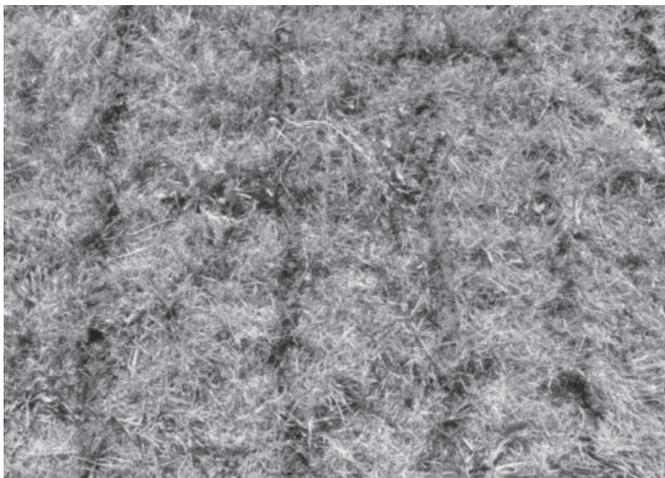


Abbildung 4: Ausbringungsmuster Schleppschlauch (SC)
 Figure 4: Slurry pattern drag hose (SC)

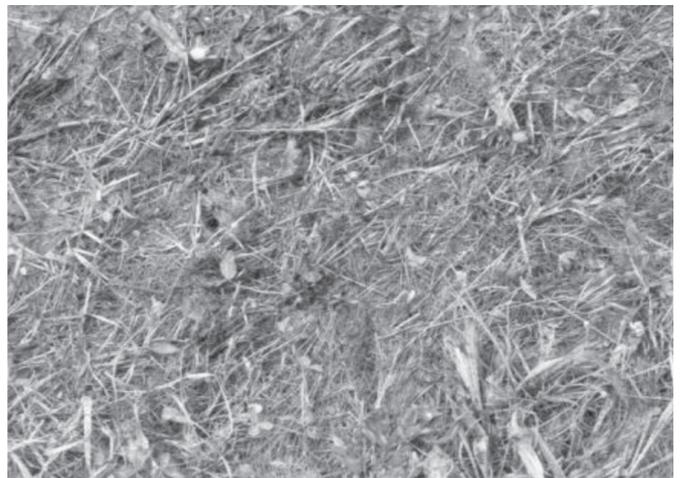


Abbildung 6: Ausbringungsmuster Prallteller (PT)
 Figure 6: Slurry pattern deflector plate (PT)



Abbildung 7: Regensimulator BAW Petzenkirchen (links); Drainauslass mit Ableitstutzen für Probenahme (rechts)
 Figure 7: Rainfall simulator BAW Petzenkirchen (left); Outlet of tile drain for taking samples (right)

2.4 Berechnung

Die vier Gülleausbringungsvarianten sowie die Nullvariante wurden in je vierfacher Wiederholung mit dem Regensimulator des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt Petzenkirchen (STRAUSS et al., 2000) berechnet. Es wurde jeweils eine Stunde lang mit einer gleichmäßigen Intensität von 40 mm h^{-1} beregnet, wobei das Beregnungswasser $0,012 \pm 0,002 \text{ mg l}^{-1}$ Phosphor enthielt. Die Beregnung direkt nach einer Gülleausbringung und die Beregnungsintensität stellen ein „worst case“-Szenario dar. Die erste Beregnung wurde etwa 5 m vom Drainauslass entfernt durchgeführt, für jede weitere Wiederholung wurde der Regensimulator um etwa 5 m nach hinten versetzt. Ein Ziel der Beregnungsversuche war es, den Drainabfluss in Makroporen- und Matrixfluss unterscheiden zu können. Dafür wurde das Beregnungswasser mit einem Tracer (Kochsalz, NaCl) markiert. Die Menge an Kochsalz wurde so gewählt, dass sich die elektrische Leitfähigkeit des Beregnungswassers um rund 150 bis $200 \mu\text{S cm}^{-3}$ erhöhte (50 bis 90 g Kochsalz). Dadurch konnte einerseits die Unterscheidung in Makroporenfluss und Matrixfluss berechnet werden, andererseits konnte so der Beginn des Drainabflusses kontrolliert werden. Alle fünf Drainauslässe führten bereits vor Beregnungsbeginn einen Abfluss von etwa $0,3$ bis $0,5 \text{ l min}^{-1}$. Während der Beregnungsdurchgänge wurde die elektrische Leitfähigkeit am Drainauslass

gemessen. Sobald es zu einem Anstieg der Leitfähigkeit im Drainabfluss um etwa 20 bis $40 \mu\text{S cm}^{-3}$ kam, wurde mit der Probenahme begonnen. Der Drainabfluss wurde in konstanten Zeitintervallen gravimetrisch bestimmt, Phosphor wurde an Teilproben als Gesamtphosphor analysiert (ÖNORM EN ISO 6878). Zusätzlich wurden pro Beregnungsdurchgang in etwa zeitgleichen Abständen von 15 Minuten weitere Teilproben genommen, um die Schwebstoffkonzentration zu messen (DIN 38409-2).

2.5 Makroporenfluss und Matrixfluss

Der Drainabfluss wird als „Makroporenfluss“ und „Matrixfluss“ betrachtet. Über die Markierung des Beregnungswassers mit Kochsalz (NaCl) wurden die Anteile von Makroporenfluss und Matrixfluss rechnerisch nach Formel 1 (BUTTLE, 2006) unterschieden.

$$q_t = q_m C_m + q_p C_p$$

q_t Drainabflussrate, $\text{l min}^{-1} \text{ m}^{-2}$
 C_t Konzentration im Drainabfluss, mg l^{-1}
 q_m Abflussrate des Matrixflusses, $\text{l min}^{-1} \text{ m}^{-2}$
 C_m Konzentration des Matrixflusses, mg l^{-1}
 q_p Makroporenabflussrate, $\text{l min}^{-1} \text{ m}^{-2}$
 C_p Konzentration des Makroporenflusses, mg l^{-1}

	Makroporenfluss (%)	Gesamtdrainabfluss (l)
SH	33 ± 17	67 ± 19
SC	46 ± 14	94 ± 19
D	24 ± 7	77 ± 12
PT	37 ± 21	107 ± 13
N	18 ± 9	95 ± 30

Tabelle 3: Anteil des Makroporenflusses am Drainabfluss und Gesamtdrainabfluss, Mittelwert und Standardabweichung (SH = Schleppschuh, SC = Schleppschlauch, D = Gülledrill, PT = Prallteller, N = Nullvariante).

Table 3: Proportion of macropore discharge of total tile drain discharge and total tile drain discharge, mean and standard deviation (SH = drag shoe, SC = drag hose, D = chisel injector, PT = deflector plate, N = zero slurry).

3 Ergebnisse

3.1 Makroporenfluss und Matrixfluss

Die jeweiligen Anteile vom Makroporenfluss am Drainabfluss werden in Tabelle 3 dargestellt. Diese Werte wurden für jede getestete Variante über alle vier Wiederholungen gemittelt. Bis zu etwa 50 % des gesamten Drainabflusses generierte sich aus dem Makroporenfluss, also aus Abfluss

durch bevorzugte vertikale Fließbahnen. Das bedeutet, dass im Falle eines Starkniederschlags eine erhebliche Menge an Niederschlagswasser und darin enthaltene bzw. transportierte Stoffe sehr schnell in den Vorfluter und in weiterer Folge in den Waginger-Tachinger See gelangen können. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass für den Eintrag von Phosphor in das Drainsystem am Versuchsstandort der Makroporenfluss maßgeblich verantwortlich ist, dieser unterliegt allerdings einer hohen Heterogenität (Tab. 3).

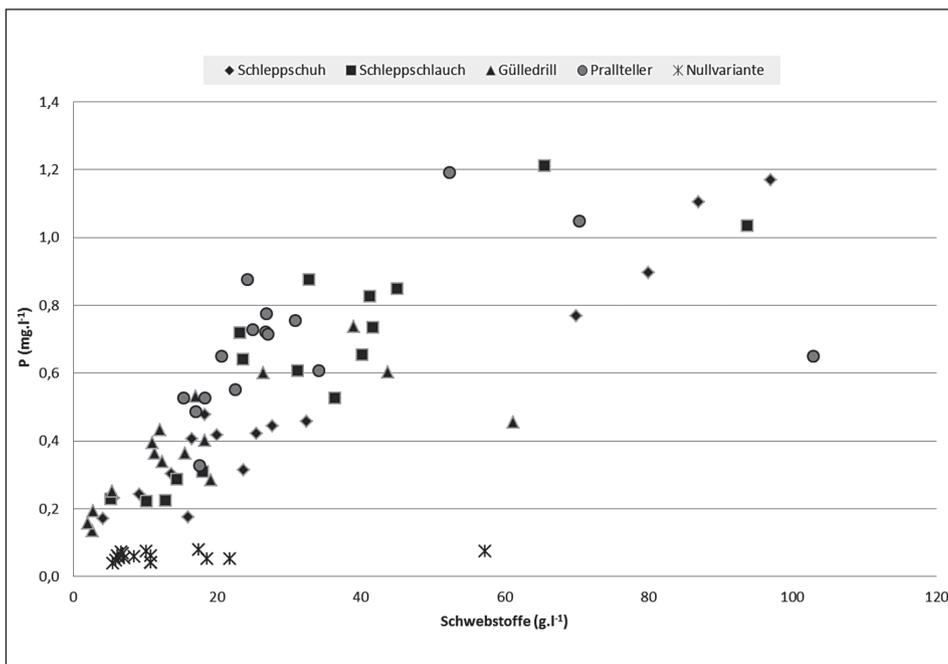


Abbildung 8: Beziehung zwischen Phosphorkonzentration (P) und Schwebstoffen im Drainabfluss

Figure 8: Relation between phosphorus concentration (P) and suspended sediment within tile drain discharge

3.2 Phosphor- und Schwebstoffkonzentration

Bis zu einer Schwebstoffkonzentration von etwa 50 mg l^{-1} lässt sich zwischen Phosphor- und Schwebstoffkonzentration im Drainabfluss ein etwa linearer Anstieg für die Gülleausbringungsvarianten (SH, SC, D und PT) feststellen (Abb. 8). Bei der Nullvariante wurden ebenfalls Schwebstoffe mitgeliefert, die Phosphorkonzentration hat sich jedoch nicht erhöht, was darauf hinweist, dass der Phosphor im Drainwasser über Makroporenfluss unmittelbar von der Gülleapplikation stammt. Welchen Einfluss die bereits bestehenden Sedimentablagerungen in den Drainrohren (Abb. 1) auf die Ergebnisse haben, konnte nicht festgestellt werden. Da sich aber auch im Drainrohr, über dem die Nullvariante beregnet wurde, Sediment befand, jedoch keine erhöhten Phosphorkonzentrationen festgestellt werden konnten, kann man darauf schließen, dass sich in diesem abgelagerten Sediment keine großen Mengen an Phosphor befinden, bzw. dass diese nicht mobilisiert wurden.

3.3 Vergleich der Gülleausbringungstechniken

Für einen Vergleich der vier unterschiedlichen Gülleausbringungsvarianten erfolgte eine Normierung der Phosphorkonzentration (P) in Bezug zum Drainabfluss des Makroporenflusses und Matrixflusses (unterschiedliche Drainabflüsse vor und nach der Beregnung, unterschiedliche P-Konzentration im Drainausslass vor der Beregnung).

Ein Vergleich der Mittelwerte und Standardabweichungen der P-Konzentrationen im Drainabfluss wird in Abbildung 9 dargestellt. Die mittleren P-Konzentrationen der verschiedenen Gülleausbringungstechniken steigen in der Reihenfolge SH – SC – D – PT an, eine signifikante Unterscheidung ($p < 0,05$) lassen die Werte allerdings nicht zu. Lediglich die Varianten N und PT sind dabei signifikant unterschiedlich.

In einem weiteren Auswertungsschritt wurden die bodennahen Gülleausbringungsvarianten (SH, SC und D) gepoolt und der Variante Prallteller sowie der Nullvariante

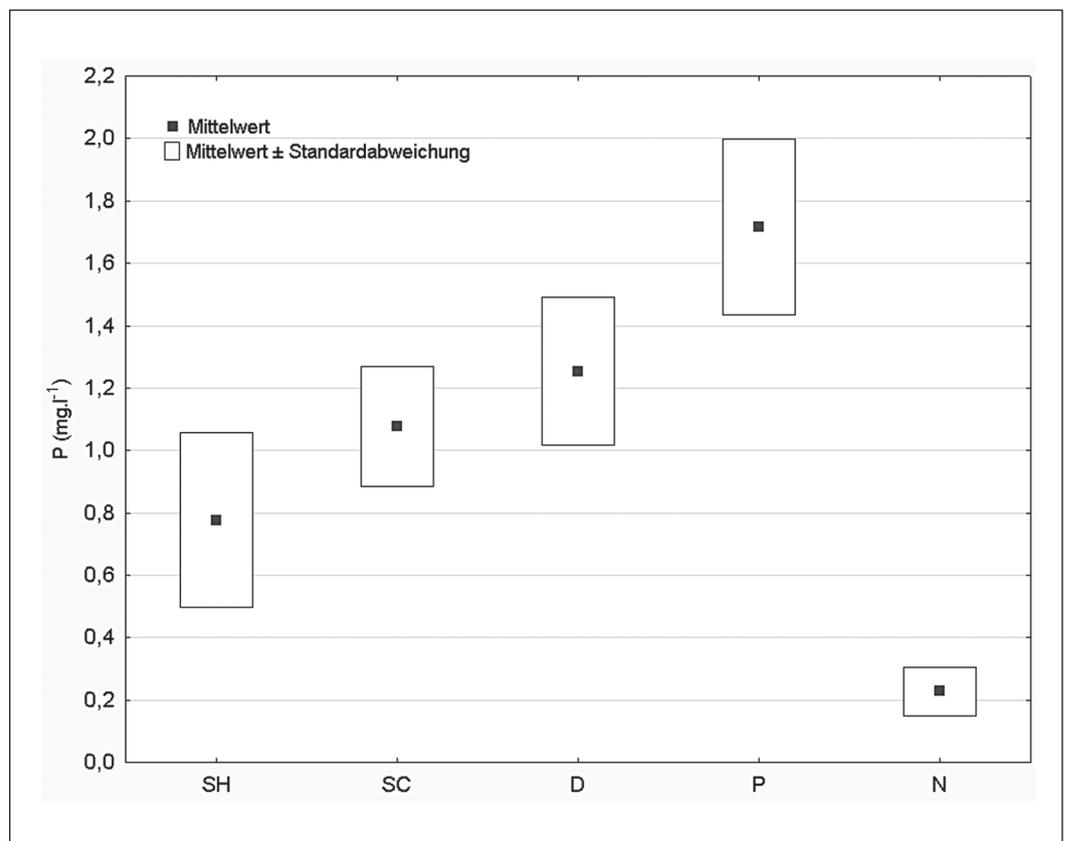


Abbildung 9: Mittlere P-Konzentrationen und Standardabweichung im Drainabfluss der getesteten Gülleausbringungstechniken (SH = Schleppschuh, SC = Schleppschlauch, D = Gölledrill, PT = Prallteller und N = Nullvariante)

Figure 9: Mean P-concentrations and standard deviation of the tested slurry application techniques (SH = drag shoe, SC = drag hose, D = chisel injector, PT = deflector plate and N = zero slurry)

gegenübergestellt. Durch das Poolen der bodennahen Ausbringungsvarianten wurde eine signifikante Unterscheidung von $p = 0,03$ (Newman-Keuls) zwischen bodennaher Ausbringungsvarianten und der Variante Prallteller erzielt.

4 Schlussfolgerungen

Die dargestellten Ergebnisse der Beregnungsversuche belegen für den Versuchsstandort eine direkte Verbindung der Bodenoberfläche zu den Drainrohren durch Makroporenfluss. Dies wird nicht zuletzt durch die Ergebnisse der Nullvariante gezeigt, da ebenfalls Schwebstoffe im Drainabfluss gemessen wurden, jedoch ohne Erhöhung der Phosphorkonzentration. Die Beziehung zwischen Schwebstoffkonzentration und der P-Konzentration verläuft bei allen begüllten Varianten (Schleppschuh SH, Schleppschlauch SC, Gölledrill D und Prallteller PT) etwa linear ansteigend.

Eine gemeinsame Auswertung der bodennahen Gülleausbringungstechniken (Poolen) führte zu einem signifikanten Unterschied ($p = 0,03$) im Vergleich zur Gülleausbringung mit Prallteller. Ähnliche Ergebnisse berichten auch DIEPOLDER et al. (2006) und ROTZ et al. (2001), allerdings nur im Hinblick auf Gülleinjektion (vergleichbar mit Gölledrill).

Die bodennahen Gülleausbringungstechniken weisen ein sehr ähnliches Austragsverhalten auf und unterscheiden sich untereinander nicht signifikant. Die Gründe für diese ähnlichen Ergebnisse der bodennahen Gülleausbringungstechniken können unter den gegebenen Umständen nicht ausreichend erklärt werden. Äußere Einflüsse der Grünlandfläche (Makroporen), unterschiedliche Witterung (Wind- und Temperaturverhältnisse), Einflüsse durch die Drainstränge sowie der Bodenverhältnisse wurden für die durchgeführten Berechnungen als homogen angenommen. Einflüsse durch den Versuchsaufbau und der zugrunde liegenden Methodik wurden durch viermaliges Wiederholen jeder Variante bestmöglich ausgeschaltet.

Ein Grund für das ähnliche Austragsverhalten von Schleppschuh, Schleppschlauch und Gölledrill kann im Ausmaß der tatsächlich begüllten Fläche der getesteten Varianten gesehen werden. Durch die nicht-flächige, sondern streifenweise Aufbringung von Gülle ergibt sich eine wesentlich geringere tatsächlich begüllte Bodenoberfläche, von der aus Phosphor verlagert werden kann. Da sich jedoch die begüllte Fläche innerhalb der bodennahen Gülleausbringungstechniken (Abb. 3, 4 und 5) flächenmäßig kaum voneinander unterscheidet, sind auch be-

züglich des Austragsverhaltens keine wesentlichen Unterschiede zu erwarten.

Danksagung

Diese Studie entstand im Zuge des InterReg IV A Projektes „Gewässer-Zukunft“, kofinanziert durch den Europäischen Fond für regionale Entwicklung (EFRE). Die Autoren bedanken sich bei allen Kollegen und Mitarbeitern dieses Projektes für die gute Zusammenarbeit. Unser spezieller Dank gilt auch Herrn Dr. Andreas Bohner (LFZ Raumberg-Gumpenstein) für die Bodenphosphor-Analysen am Versuchsstandort in Oberbayern.

Literatur

- AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN, BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (Hrsg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage. Hannover.
- ANDERSEN, H.E., B. KRONVANG & S.E. LARSEN (2005): Development validation and application of Danish empirical phosphorus models. *Journal of Hydrology* 304, 355–365.
- BALL COELHO, B., R. MURRAY, D. LAPEN, E. TOPP & A. BRUIN (2012): Phosphorus and sediment loading to surface waters from liquid swine manure application under different drainage and tillage practices. *Agricultural Water Management* 104, 51–61.
- BUTTLE, J.M. (2006): Fundamentals of small catchment hydrology, In: C. KENDALL & J.J. MCDONNELL (eds.): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology* Elsevier, 41.
- DIEPOLDER, M., S. RASCHBACHER & T. EBERTSEDER (2005): P-Austrag aus Drainagen unter Wirtschaftsgrünland. In: *Beratung und Bildung, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft*, Darmstadt.
- DIN 38409-2 (1987): Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN, Deutsches Institut für Normung.
- EDER, A. (2007): Untersuchungen zum Austragsverhalten von Phosphor nach Gülleapplikation. Endbericht, Projekt „Gewässerschonende Grünlanddüngung“, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen.
- GBUREK, W.J., A.N. SHARPLEY, L. HEATHWAITE & G.J. FOLMAR (2000): *Phosphorus Management at the Watershed*

- Scale: A Modification of the Phosphorus Index. *Journal of Environmental Quality* 29(1), 130–144.
- HECKRATH, G., M. BECHMANN, P. ECKHOLM, B. ULÉN, F. DJODJIC & H. E. ANDERSEN (2008): Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. *Journal of Hydrology* 349, 67–87.
- HOODA, P.S., M. MOYNAGH, I.F. SVOBODA, A.C. EDWARDS, H.A. ANDERSON & G. SYM (1999): Phosphorus Loss in Drainflow from Intensively Managed Grassland Soils. *Journal of Environmental Quality* 28, 1235–1242.
- KRONVANG, B., R. GRANT, A.L. LAUBEL & M.L. PEDERSEN (2002): Quantifying sediment and nutrient pathways within Danish agricultural catchments. In: HAYGARTH, P.M. & S.C. JARVIS (eds.): *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, 281–301.
- BMLFUW (2006): Richtlinie für die sachgerechte Düngung. Online unter www.lebensministerium.at, Zugriff Juli 2013.
- MAGUIRE, R.O., P.J.A. KLEINMAN, C.J. DELL, R.C. BRANDT, J.M. MCGRATH & Q.M. KETTERINGS (2011): Manure Application Technology in Reduced Tillage and Forage Systems: A Review. *Journal of Environmental Quality* 40, 292–301.
- ÖNORM EN ISO 6878 (2004): Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat. Austrian Standards Institute, Wien.
- PERÄLÄ, P., P. KAPUINEN, M. ESALA, S. TYYNELÄ & K. REGINA (2006): Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117, 71–78.
- ROTZ, C.A., P.J.A. KLEINMAN, C.J. DELL, T.L. VEITH & D.B. BEEGLE (2011): Environmental and Economic Comparisons of Manure Application Methods in Farming Systems. *Journal of Environmental Quality* 40, 438–448.
- ROWELL, D.L. (1994): *Soil Science: Methods and Applications*. Deutsche Übersetzung 1997. *Bodenkunde: Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung*. Springer-Verlag.
- SCHELDE, K., L.W. DE JONGE, C. KJAERGAARD, M. LAEGDSMAND & G.H. RUBÆK (2006): Effects of Manure Application and Plowing on Transport of Colloids and Phosphorus to Tile Drains. *Vadose Zone Journal* 5, 445–458.
- SHARPLEY, A.N. (1995): Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality* 24, 947–951.
- STAMM, C., H. FLÜHLER, R. GÄCHTER, L. LEUENBERGER & H. WUNDERLI (1998): Preferential Transport of Phosphorus in Drained Grassland Soils. *Journal of Environmental Quality* 27, 515–522.
- STRAUSS, P., J. PITY, M. PFEFFER & A. MENTLER (2000): Rainfall Simulation for Outdoor Experiments. In: JAMET, P. & J. CORNEJO (eds.): *Current research methods to assess the environmental fate of pesticides*. INRA Editions, 329–333.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT (WWA) TRAUNSTEIN (2002): Nährstoffeinträge und trophische Situation im Waginger-Tachinger See 2001/2002. Traunstein.
- WASSERRECHTSGESETZ (1959): idF BGBl. Nr. 24/2012. Online unter www.ris.bka.gv.at. Zugriff: Juli 2013.

Anschrift der Autoren

Mag. Rosemarie Hösl, Dipl.-Ing. Dr. Peter Strauss, Dipl.-Ing. Erwin Murer, Dipl.-Ing. Alexander Eder, Mag. Thomas Bauer

Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen

Dr. Andreas Bohner

LFZ Raumberg-Gumpenstein, Altirdning 11, 8952 Irdning

Eingelangt: 3. Dezember 2012

Angenommen: 12. Dezember 2013