

Petra Kahle, Sandra Schönemann und Bernd Lennartz

Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf Nitratreinträge in Oberflächengewässer gedränkter Tieflandeinzugsgebiete

Effect of vegetated buffer strips on nitrate inputs into surface waters in drained lowland catchments

In zwei gedränten, ackerbaulich genutzten Teileinzugsgebieten Nordostdeutschlands mit 1 m bzw. 20 m breiten Gewässerrandstreifen variierten die Nitratkonzentrationen während der winterlichen Abflussperiode 2010/11 im Graben in Abhängigkeit von der Abflussintensität und der Nitratkonzentrationen im Dränwasser erheblich. Im Teileinzugsgebiet mit schmalem Gewässerrandstreifen wurden insgesamt höhere mittlere Nitratkonzentrationen ($c(\text{NO}_3^-) = 101 \text{ mg l}^{-1}$) und saisonale Nitratfrachten ($F_5 = 199 \text{ kg ha}^{-1}$) nachgewiesen als im Teileinzugsgebiet mit breitem Randstreifen ($c(\text{NO}_3^-) = 59 \text{ mg l}^{-1}$ bzw. $F_5 = 91 \text{ kg ha}^{-1}$). Die Unterschiede konnten aber nicht auf Randstreifeneffekte zurückgeführt werden, nur zu Zeiten mit Basisabfluss. Die Bedeutung von Gewässerrandstreifen für die Nitratretention über den Grundwasserpfad wird im Fall gedränkter Ackerflächen als gering eingeschätzt.

Schlagwörter: Dränung, Gewässerrandstreifen, Grundwasser, Nitrataustrag, Wasserqualität

Two artificially drained, arable sub-catchments with buffer strips of 1 m and 20 m width respectively were investigated to quantify nutrient retention in vegetated buffer strips. The quality of ditch and tile-drainage water was monitored over two hydrological winter half-years. Higher nitrate concentrations ($c(\text{NO}_3^-) = 101 \text{ mg l}^{-1}$ vers. $c(\text{NO}_3^-) = 59 \text{ mg l}^{-1}$) and seasonal nitrate loads ($F_5 = 199 \text{ kg ha}^{-1}$ vers. $F_5 = 91 \text{ kg ha}^{-1}$) were detected in the sub-catchment with a narrow buffer strip. However, differences depended on flow intensity and nitrate concentrations in tile-drainage water and only to a lesser extent on buffer strip width. A minor retention effect of the buffer strips was observed at base flow. In case of artificially drained agricultural land, buffer strips are of minor importance for the nitrate retention via the groundwater path.

Keywords: Buffer strips, ground water, nitrate load, tile-drainage, water quality

1 Einleitung und Zielstellung

Nach einer Bestandsaufnahme der Oberflächengewässer in Deutschland werden 62 % der Flüsse, 38 % der Seen und 91 % der Küsten- und Übergangsgewässer die Umweltziele nach EU-Wasserrahmenrichtlinie wahrscheinlich nicht erreichen (BMU 2005). Ursache dafür sind neben Gewässerstrukturdefiziten die nach wie vor zu hohen Nährstoffeinträge (HOLSTEN et al. 2012). Gewässerrandstreifen an Ackerflächen können grundsätzlich einen Beitrag zur Reduktion der Nährstoffausträge aus landwirtschaftlichen Flächen leisten, indem sie eine Distanz zwischen Nutzfläche und Gewässer schaffen und dadurch als physikalische Barriere gegenüber dem Oberflächentransport wirken (BARLING & MOORE 1994, COOPER 1990, DAVIS et al. 2007, DORIOZ et al. 2006, VOUGHT et al. 1995). Während der Bodenpassage können unter anoxischen Bedingungen und bei Wassersättigung Stoffumwandlungsprozesse ablaufen, in deren Ergebnis die Nitratkonzentration des Bodenwassers durch Denitrifikation reduziert wird. Vorliegende Studien belegen die Wirksamkeit der Randstreifen insbesondere hinsichtlich der lateral oberflächlichen Komponente in Form reduzierter Konzentrationen an Nitrat (COOPER 1990, GROFFMAN et al. 1991, HAYCOCK & PINAY 1993, KOVACIC et al. 2000, LOWRANCE et al. 2002, OSBORNE & KOVACIC 1993, STONE et al. 2004), Phosphat (COOPER & GILLIAM 1987, DORIOZ et al. 2006, LEE et al. 2003, OSBORNE & KOVACIC 1993) und Pflanzenschutzmittel (AMELUNG et al. 2006, KLEIN 2005, LOWRANCE et al. 1984, REICHENBERGER et al. 2007).

Die positiven Wirkungen von Gewässerrandstreifen auf den Wasser-, Nährstoff- und Sedimenttransport wurden für nicht gedrännte Gebiete somit mehrfach nachgewiesen. Dabei wurde

deutlich, dass bei hoher Randstreifenbreite die Abflüsse häufig ab- und die Stickstoffretentionen zunehmen. Eine direkte Abhängigkeit zwischen Stoffretentionsgrad und Breite der Gewässerrandstreifen konnte allerdings nicht nachgewiesen werden (BEDARD-HAUGHN et al. 2004, HEATHWAITE et al. 1998, LEE et al. 1999, 2003, SCHOONOVER et al. 2006, SYVERSEN 2002). Die bislang durchgeführten Untersuchungen betreffen vor allem die Standortebeine. Informationsdefizite gibt es hinsichtlich der Vernetzung und der Variabilität der Effekte auf der Landschaftsskala (VIAUD et al. 2004).

Betrachtet man die Stickstoff-Eintragspfade in die Oberflächengewässer, so gehen aktuelle Berechnungen für Deutschland davon aus, dass 22 % des Stickstoffeintrages über den Pfad der Dränung eingetragen werden (FUCHS et al. 2010). In Mecklenburg-Vorpommern werden aufgrund des hohen Anteils gedränkter Fläche 47 % des N-Eintrages der Dränung zugerechnet, in der größten Flussgebietseinheit Warnow/Peene sind es sogar 60 % (BEHRENDT & BACHOR 1998, UBA 2009). Der Einfluss der Rohrdränung auf die durch Gewässerrandstreifen ansonsten übliche Retention des Oberflächen- und Zwischenabflusses sowie deren Retention infolge des verminderten Grundwasseranteils ist derzeit nicht geklärt. Anzunehmen ist die Ableitung eines erheblichen Anteils des Niederschlagswassers mit den darin gelösten Stoffen direkt über Rohrdränung in die Vorfluter, ohne den Gewässerrandstreifen zu durchfließen. Dränmaßnahmen lassen somit verkürzte Verweilzeiten des Sickerwassers in der biologisch aktiven ungesättigten Bodenzone und folglich weniger Zeit für Stoffab- und -umbauprozesse erwarten (TOMER et al. 2003). Das Dränwasser wird zusammen mit dem möglicherweise vorhandenen erosiv wirkenden Direktabfluss und dem oberflächennahen

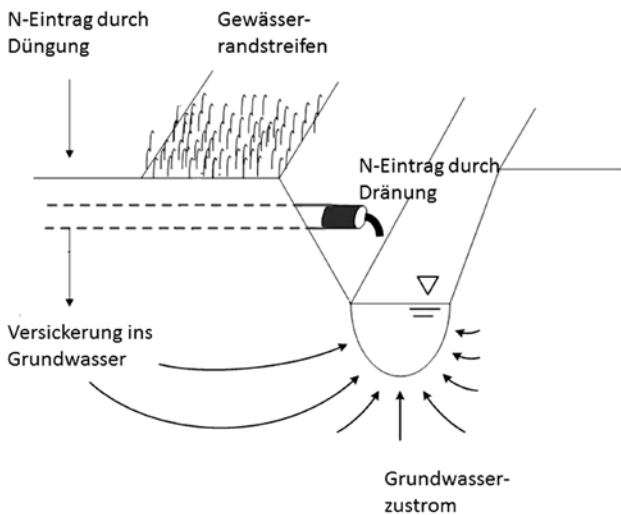


Abbildung 1
 Pfade des Stickstoffeintrages in Oberflächengewässer in gedränten Tieflandeinzugsgebieten
Nitrogen input into surface waters via drainage and groundwater inflow

Grundwasser im Vorfluter gesammelt. Der Informationsstand zum Anteil des grundwasserbürtigen Pfades an der Nitratfracht eines Vorfluters ist unzureichend (DAVIS et al. 2007, WIGINGTON et al. 2003).

Ausgehend vom hohen Stellenwert der Dränung und deren Wirksamkeit für den beschleunigten Stofftransport stellt sich die Frage, ob Gewässerrandstreifen in systematisch entwässerten Landschaften mit unterirdischem Zustrom zum Gewässer zur Retention der Abflüsse und der Nährstoffe beitragen können (Abb. 1). Zur Klärung dieser Frage diente ein im Zeitraum von 2008 bis 2011 bearbeitetes Untersuchungsprogramm, bestehend aus einer Einzugsgebiets- und einer Prozessstudie (JANSSEN et al. 2013). In der vorliegenden Einzugsgebietsstudie sollen die Teileinzugsgebiete (TEZG) zweier kleiner Fließgewässer, nachfolgend Gräben genannt, mit vergleichbaren Standortbedingungen, aber unterschiedlich breiten Gewässerrandstreifen und verschiedenen Dränintensitäten hinsichtlich der Wasser- und Nitratflüsse am Gebietsauslass sowie im Drän- und Grundwasser untersucht und die Nitratfrachten des Grabenwassers quantifiziert werden. Die Untersuchungen erfolgten über

zwei hydrologische Winterhalbjahre (November bis April), die aufgrund niedriger Temperaturen und geringer Verdunstungsraten die Hauptabflussperiode darstellen.

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl und Charakterisierung der Teileinzugsgebiete
 Basis für die Auffindung potenzieller Teileinzugsgebiete war ein Untersuchungsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern, das in West-Ost-Ausdehnung von 12° bis 13° und in Nord-Süd-Ausdehnung von 54,5° bis 54° reichte. Als Auswahlkriterien wurden eine ackerbaulich dominierte Landnutzung und ein möglichst hoher Dränflächenanteil herangezogen; Moore sollten von untergeordneter Rolle sein. Die Fließgewässerdichte als Verhältnis von Fließgewässerslänge zur Einzugsgebietsfläche und die Standortcharakteristika hinsichtlich Boden, Hangneigung und Bewirtschaftung sollten ähnlich sein, um vergleichbare Bedingungen zu gewährleisten. Nach Beschaffung und Verschneidung der beim Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommerns (LUNG MV) vorliegenden Geodaten (Stand 2008) zu Einzugsgebieten, Landnutzung, Dränflächen, Fließgewässernetz und Bodentypen wurden 5.400 Teileinzugsgebiete abgegrenzt, aus denen unter Berücksichtigung standörtlicher und logistischer Aspekte letztlich zwei TEZG mit unterschiedlich breiten Gewässerrandstreifen identifiziert wurden. Es handelt sich um die TEZG „Fauler Bach“ und „Camsbäk“ (Abb. 2, Tab. 1), die über Zuflüsse in die Ostsee entwässern.

Der „Fauler Bach“ ist ein begradigtes und vertieftes, struktur- und artenarmes Gewässer, das von einem 1 m breiten nicht bewirtschafteten Randstreifen gesäumt wird. Die Vegetation besteht überwiegend aus Schilf und einzelnen Erlen. Das Gewässer „Camsbäk“ weist einen ca. 20 m breiten Randstreifen auf, bewachsen mit Schilf, Farnen, Erlen und Pappeln. Beide Einzugsgebiete sind ackerbaulich geprägt und durch regionaltypisch große Ackerschläge gekennzeichnet. Das jährliche N-Düngungsniveau betrug jeweils 150 bis 200 kg ha⁻¹, verteilt auf organische und anorganische Düngemittel. Substrattypologisch dominieren Lehme bzw. Tieflehme mit Grund- und/oder Stauwassereinfluss. Entsprechend der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) sind mehr als 40 % der Flächen vernässt. Bodentypologisch handelt es sich um hydromorph geprägte Gleye und Pseudogleye, im TEZG der „Camsbäk“ kommen darüber hinaus Fahlerden und Parabraunerden vor. Die in

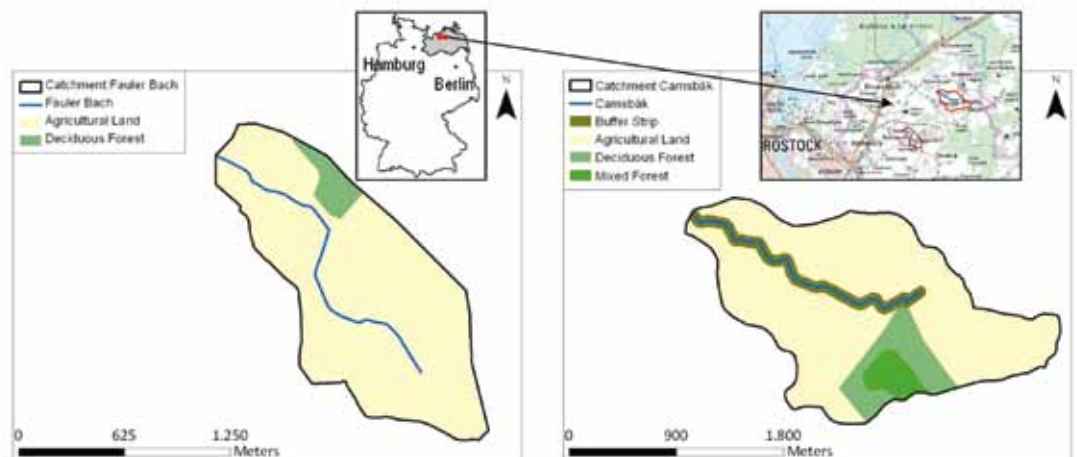


Abbildung 2
 Lage der Teileinzugsgebiete „Fauler Bach“ (FB) und „Camsbäk“ (C) sowie Angaben zur Nutzung
Location of the sub-catchments "Fauler Bach" (FB) and "Camsbäk" (C) as well as land use information

Tabelle 1
Kennzeichnung der Teileinzugsgebiete
Characterisation of the sub-catchments

Parameter	„Fauler Bach“	„Camsbäk“
Fläche [ha]	150	330
Ackerflächenanteil [%]	95	85
Mooranteil [%]	0	0
Dränflächenanteil [%]	95	70
Fließgewässerdichte [km/km ²]	1,36	0,68
Verbreitete Bodentypen	Gley, Pseudogley	Gley, Pseudogley, Parabraunerde, Fahlerde
Angebaute Feldfrüchte	Raps, Winterweizen und Wintergerste	
Länge des Hauptentwässerungsgrabens [m]	2.051	2.240

starkem Maße gedränten TEZG unterscheiden sich hinsichtlich der Anzahl der in das Gewässer einmündenden Dränrohre und des Dränabstandes. Entlang des Hauptentwässerungsgrabens wurden im TEZG „Fauler Bach“ 27 und im TEZG „Camsbäk“ 10 Dränausläufe erfasst. Die mittleren Abstände der Dränsammler betragen 76 m („Fauler Bach“) bzw. 224 m („Camsbäk“) bezogen auf das gesamte TEZG.

2.2 Messprogramm

2.2.1 Erfassung der Niederschläge und Abflüsse

Zur Erfassung der Menge und der Verteilung der Niederschläge dienten ein Niederschlagsmesser nach Hellmann am Auslass des „Fauler Bach“ und ein automatischer Niederschlagsmesser (ISCO Rain Gauge 674) als Modul des Probenehmers am Auslass der „Camsbäk“. Die Niederschlagsdaten beider Messeinrichtungen wurden abgeglichen und nach Richter korrigiert.

Am Auslass der TEZG erfolgten während der winterlichen Abflussperioden (1. November bis 30. April) 2009/10 und 2010/11 kontinuierliche Wasserstandmessungen (alle 15 min) mittels Durchflussmodulen (Isco 750 Area Velocity Flow Module). Parallel dazu wurden im wöchentlichen Rhythmus Fließgeschwindigkeiten (Flow Mate 2000) und Wasserstände manuell erfasst. Die Durchflüsse wurden aus Wasserstands (W)-Durchfluss (Q)-Beziehungen und die Gebietsabflüsse A [mm d⁻¹] durch Bezug der Durchflüsse Q [m³ d⁻¹] auf die Einzugsgebietsflächen A_{EZG} [ha] abgeleitet. Kleine Datenlücken zum Abflussverhalten wurden durch Interpolation geschlossen, größere Datenlücken, entstanden durch längere Schnee- und/oder Frostperioden im Winter 2009/10, konnten nicht geschlossen werden.

Der im TEZG „Camsbäk“ aufgrund der späteren Instrumentierung der Messstation verpasste Spitzenabfluss während der Abflussperiode 2009/10 wurde über Regressionsanalysen der Abflüsse des „Fauler Bach“ geschätzt und die zugehörigen Nitratkonzentrationen mittels Kreuzkorrelation und Regressionsanalyse abgeleitet.

2.2.2 Beprobung der Graben-, Drän- und Grundwässer

Zur Erfassung des im Graben zum Abfluss kommenden Drän- und Grundwassers wurden automatische Probenehmer (ISCO 6710 und 6712) am Auslass der TEZG installiert. Die Beprobung des Grabenwassers erfolgte jeweils im 3-stündigen Rhythmus. Die 8 Tagesproben von jeweils 150 ml wurden zu einer Mischprobe zusammengefasst. Die Inbetriebnahme der Sampler erfolgte im TEZG „Fauler Bach“ im November 2009, im TEZG „Camsbäk“ nach witterungsbedingten Problemen erst im März 2010. Die Aussagekraft der Daten im TEZG „Camsbäk“ ist aufgrund des verkürz-

ten Datenerfassungszeitraumes während der Abflussperiode 2009/10 dadurch eingeschränkt. Insgesamt wurden 359 Wasserproben zu 187 bzw. 172 Terminen entnommen und untersucht.

Zur Erfassung der Höhe und der Variabilität der Nitratkonzentrationen im Dränwasser wurden im TEZG „Fauler Bach“ 27 und im TEZG „Camsbäk“ 10 Dränauslässe beprobt. Die Entnahme von Dränwasserproben erfolgte manuell an 14 über die Abflussperioden verteilten Terminen. Die Zahl der beprobten Dränauslässe variierte je Untersuchungstermin in Abhängigkeit vom jeweiligen Dränwasseranfall. Die Probenahme entfiel bei Trockenfallen der Dräne bzw. bei Schneeüberdeckung der Dräne.

Zur Erfassung des Einflusses des unterirdischen Zuflusses zum Graben wurde das Grundwasser im Gewässerrandstreifen des TEZG „Camsbäk“ untersucht. Dazu wurden im November 2009 drei geschlitzte und verfilterte Grundwasserrohre (GWR 1, GWR 2 und GWR 3) durch Rammkernsondierungen bis 3 m Tiefe abgeteufelt. Die Anordnung der Grundwasserrohre erfolgte in Form eines hydrologischen Dreiecks, um den Grundwasserzustrom über hydraulische Gradienten qualitativ bestimmen zu können. Der Grabenabstand der Grundwasserrohre betrug 5, 8 und 20 m. Die Ermittlung der Gradienten ($i = dh/dx$) erfolgte aus den Grund- und Grabenwasserständen (dh) sowie dem Abstand zwischen ihnen (dx). Positive Gradienten zeigen Grundwasserzustrom, negative Gradienten Infiltration in den Grundwasserleiter an. Im TEZG „Fauler Bach“ konnten aufgrund der geringen Gewässerrandstreifenbreite und der zu befürchtenden Einschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf der Ackerfläche keine Grundwasserrohre gesetzt werden.

Die Entnahme der Grundwasserproben erfolgte an 7 gleichmäßig über die Abflussperiode 2009/10 verteilten Terminen und zwei danach (Zeitraum Mai bis Juni 2010).

2.2.3 Bestimmung der Nitratkonzentrationen und Ableitung der Nitratfrachten

Die Graben-, Drän- und Grundwasserproben wurden bis zur Analyse der Konzentration von Nitrat (NO₃⁻) bei -20 °C tiefgefroren und nach Filtration (< 0,45 µm) mittels Ionenchromatographie (Metrohm Professional IC 850) analysiert (KAHLE et al. 2009).

Die tägliche Nitratfracht F_T [kg ha⁻¹ d⁻¹] der Gräben wurde aus dem Abfluss A [mm d⁻¹] und der Nitratkonzentration c [mg l⁻¹] berechnet. Die Nitratfracht F_S [kg ha⁻¹] der winterlichen Abflussperioden (November bis April) ergab sich aus der Summierung der Tagesfrachten.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Niederschlag-Abfluss-Verhalten

Während der hydrologischen Winterhalbjahre 2009/10 und 2010/11 gab es im Untersuchungsgebiet 300 mm bzw. 255 mm Niederschlag. Abgesehen von der Niederschlagshöhe variierte auch die Niederschlagsverteilung zwischen den Untersuchungsjahren erheblich (Abb. 3). Die Abflussganglinien beider TEZG waren 2009/10 von einem markanten Spitzenereignis ($A_{FB} = 4,0 \text{ mm d}^{-1}$, $A_C = 6,3 \text{ mm d}^{-1}$) Anfang März geprägt, das als Folge der Schneeschmelze eintrat. Demgegenüber ergaben sich 2010/11 mehrere über die Abflussperiode verteilte Hochwasserwellen, bedingt durch Niederschlagsereignisse und/oder Schneeschmelze. In dieser Abflussperiode traten die höchsten Abflüsse von 4 mm d^{-1} bzw. $4,4 \text{ mm d}^{-1}$ nach anhaltenden Niederschlägen am 5.11.2010 im TEZG „Fauler Bach“ bzw. am 14.1.2011 im TEZG „Camsbäk“ nach Schneeschmelze in Kombination mit Niederschlägen auf. Bestimmende Faktoren für die Abflussbildung waren darüber hinaus das unterschiedliche Niederschlagsangebot während der vorangegangenen Sommermonate, die daraus resultierenden Vorfeuchten des Bodens und die Temperaturverhältnisse. So lassen sich die zu Beginn der Abflussperiode 2010/11 vorgefundenen Abflüsse auf den feuchten Sommer 2010 (445 mm Niederschlag) in Kombination mit hohen Niederschlägen im November 2010 (139 mm) zurückführen. Im Gegensatz dazu war das Sommerhalbjahr 2009 trockener (385 mm Niederschlag), so dass nachfolgende Niederschläge zunächst zur Auffüllung der Bodenwasservorräte verbraucht wurden, bevor die Abflussbildung am 25.2.2010 einsetzte.

Während der Abflussperiode 2009/10 bewirkten die über Wochen (16.12.2009 bis 24.2.2010) andauernden niedrigen Temperaturen zudem Dauerfrost im Boden, Niederschläge als Schnee und eingeschränkte Abflüsse (Abb. 3).

Die Gesamtabflüsse beliefen sich im TEZG „Fauler Bach“ auf 82 mm (2009/10) bzw. 165 mm (2010/11). Die Abflusssummen im TEZG „Camsbäk“ betragen analog 56 mm (2009/10) bzw. 132 mm (2010/11). Die tendenziell höheren Abflüsse im TEZG „Fauler Bach“ sind bedingt durch die höhere Fließgewässerdichte, den höheren Dränflächenanteil und die daraus resultierende verstärkte Wasserabfuhr aus dem Gebiet (Tab. 1). Dafür sprechen die kurzfristigen und teilweise heftigen Abflussreaktionen auf die Niederschläge, insbesondere im feuchten Winter 2010/11.

3.2 Nitratkonzentration der Graben-, Drän- und Grundwässer

3.2.1 Grabenwasser

Das Nitratkonzentrationsniveau der Grabenwässer war in beiden Abflussperioden extrem hoch und übertraf den Grenzwert der Trinkwasserrichtlinie von 50 mg l^{-1} Nitrat in 93 % („Fauler Bach“) bzw. 58 % („Camsbäk“) der Fälle. Die mittleren Nitratkonzentrationen der „Camsbäk“ (2009/10: 43 mg l^{-1} , 2010/11: 59 mg l^{-1}) waren jeweils geringer als die des „Fauler Bach“ (2009/10: 89 mg l^{-1} , 2010/11: 101 mg l^{-1}).

Als Ursache hierfür kommen in erster Linie Unterschiede im Abflussgeschehen infrage, zudem sind Differenzierungen in Abhängigkeit von der Entwässerungsintensität, der Höhe und der Verteilung der N-Düngung und dem Grundwasserzustrom zu berücksichtigen (s. Kap. 3.2.2 und 3.2.3).

In beiden Abflussperioden gingen hohe Nitratkonzentrationen verbreitet mit hohen Abflüssen einher (Abb. 4 und Abb. 5). Ausdruck dessen sind die Anzahl und das zeitliche Auftreten der Nitratkonzentrationspeaks. In der Abflussperiode 2009/10 ergab sich analog zum Abflussgeschehen ein Nitratkonzentrationspeak, während 2010/11 mehrere Nitratkonzentrationspeaks vorkamen. Hervorzuheben sind die Nitrathöchstwerte von 166 mg l^{-1} (20.11.2010) im „Fauler Bach“ bzw. 136 mg l^{-1} (19.11.2010) in der „Camsbäk“ zu Beginn der Abflussperiode 2010/11 (Abb. 5). Andererseits zeigte sich aber auch, dass im November und Dezember 2010 in der „Camsbäk“ trotz niedriger Abflüsse hohe Nitratkonzentrationen vorkamen, während diese ab Januar 2011 bei steigenden Abflüssen zurückgingen. Auslöser dieser hohen Nitratkonzentrationen könnten die im Sommer und Frühherbst durch Mineralisierung der Ernterückstände freigesetzten bzw. durch Stoffumwandlung im Boden entstandenen Nitrate sein, die durch die nachfolgend hohen Niederschläge vertikal im Boden verlagert und bevorzugt über die Dränung in den Graben eingetragen wurden.

Im weiteren Verlauf der Abflussperiode 2010/11 verringerten sich die Nitratkonzentrationen beider Gräben deutlich, bedingt durch die eingeschränkte Mineralisierung bei niedrigen Temperaturen, die nachlassenden Abflüsse und den Zustrom von nitratärmerem Grundwasser („Camsbäk“, s. Kap. 3.2.3).

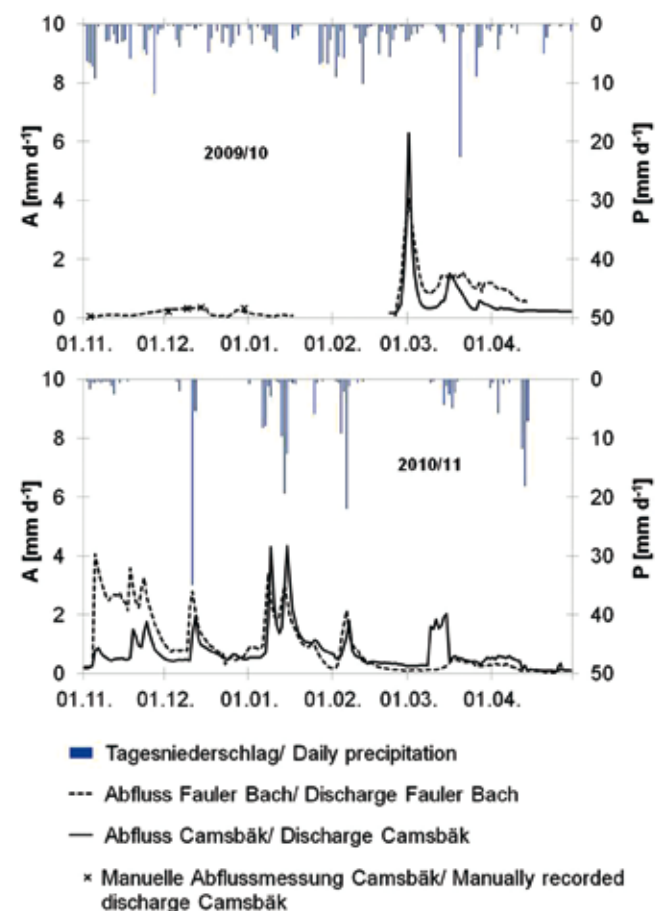


Abbildung 3

Täglicher Niederschlag (P) und Abfluss (A) in den TEZG „Fauler Bach“ und „Camsbäk“ während der Abflussperioden 2009/10 und 2010/11
Daily precipitation (P) and discharge (A) of sub-catchments "Fauler Bach" and "Camsbäk" in the discharge periods 2009/10 and 2010/11

In der Abflussperiode 2009/10 ergab sich ein völlig anderes Nitratkonzentrationsmuster. Kennzeichen waren ansteigende Nitratkonzentrationen im Zeitraum von Anfang bis Mitte November 2009 von ca. 3 mg l⁻¹ auf 100 mg l⁻¹ („Fauler Bach“) bzw. 40 mg l⁻¹ („Camsbäk“) (Abb. 4), erklärlich aus dem Zusammenwirken von Nährstoffreisetzungsprozessen im Boden bzw. im Grabensediment und eingeschränkter Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen. Der Zeitraum von November 2009 bis Januar 2010 zeichnete sich durch vorherrschende Basisabflüsse (0,1 bis 0,4 mm d⁻¹) und fehlende Dränabflüsse aus und bot daher günstige Voraussetzungen für die Beurteilung des Gewässerrandstreifen effektes. Es zeigten sich vergleichsweise geringere Nitratkonzentrationen in der „Camsbäk“ gegenüber dem „Fauler Bach“. Bei größerer Gewässerrandstreifenbreite lässt sich daher ein verstärkter Nitratretentionseffekt vermuten. Mit Einsetzen der Schneeschmelze am 10.3.2010 erhöhten sich die Nitratkonzentrationen in beiden Gräben deutlich. Kurzzeitig wurden 136 mg l⁻¹ („Fauler Bach“) bzw. 116 mg l⁻¹ („Camsbäk“) erreicht, um in der Folgezeit bei

nachlassenden Abflüssen wieder abzunehmen (Abb. 4). Der sich bei Basisabfluss andeutende Effekt in Abhängigkeit von der Breite des Gewässerrandstreifens wurde bei stärkeren Abflüssen offenbar durch weitere Prozesse modifiziert und überlagert. Dazu gehört der bei hoher Abflussintensität wirksame Zusammenhang zwischen Abfluss und Nitratkonzentration, wie er von TIEMEYER et al. (2006) auch an anderen Standorten Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen wurde. Diese Zusammenhänge sind als Indiz für hohe Nitratanreicherungen im ungesättigten Boden zu deuten und belegen die Gefahr des Nitrataustrages bei nachfolgenden Wasserüberschüssen.

Für die Abflussperiode 2009/10 wurde zwischen Abfluss und Nitratkonzentration ein Zeitversatz von 9 („Fauler Bach“, r = 0,88) bzw. 10 Tagen („Camsbäk“, r = 0,97) ermittelt (Abb. 4). Dieser könnte sich nach WALTHER (1999) daraus erklären, dass zu Beginn der Tauphase nitratunbelastetes Schmelzwasser aus der Schneedecke abfloss, bevor stärker nitrathaltiges Boden-/

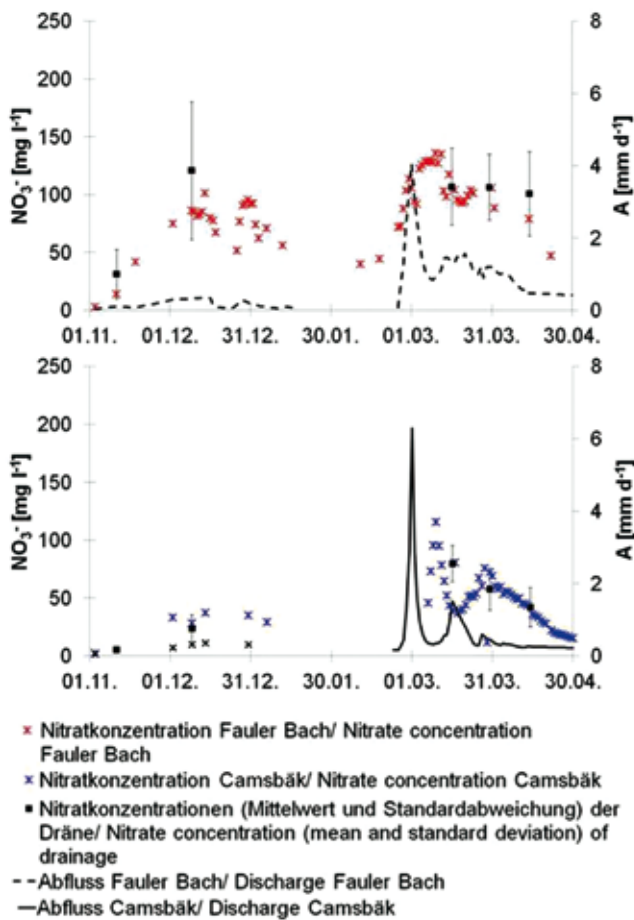


Abbildung 4

Nitratkonzentrationen (NO₃⁻) und Abflüsse (A) in „Fauler Bach“ (oben) und „Camsbäk“ (unten) sowie Nitratkonzentration (Mittelwert und Standardabweichung) der Dränwässer beider TEZG während der Abflussperiode 2009/10
Nitrate concentration (NO₃⁻) and discharge (A) of sub-catchments "Fauler Bach" (upper graphic) and "Camsbäk" (lower graphic) and nitrate concentration (mean and standard variation) of tile-drain water of both sub-catchments in the discharge period 2009/10

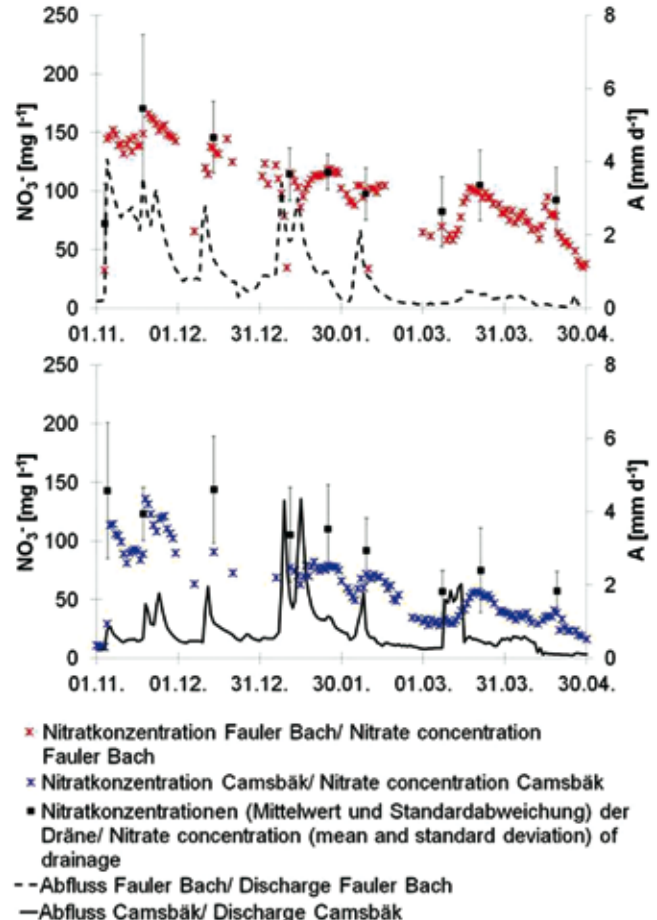


Abbildung 5

Nitratkonzentrationen (NO₃⁻) und Abflüsse (A) in „Fauler Bach“ (oben) und „Camsbäk“ (unten) sowie Nitratkonzentration (Mittelwert und Standardabweichung) der Dränwässer beider TEZG während der Abflussperiode 2010/11
Nitrate concentration (NO₃⁻) and discharge (A) of sub-catchments "Fauler Bach" (upper graphic) and "Camsbäk" (lower graphic) and nitrate concentration (mean and standard variation) of tile-drain water of both sub-catchments in the discharge period 2010/11

Dränwasser abflusswirksam wurde. In 2010/11 stiegen die Nitratkonzentrationen in beiden TEZG aufgrund kurzer Perioden mit Bodenfrost und daraus folgender steter Verfügbarkeit des Bodenwassers unmittelbar mit den Abflüssen an und bildeten die Voraussetzung für den Nitrataustrag (Abb. 5). Dabei war der Zusammenhang zwischen Abfluss und Nitratkonzentration im TEZG „Fauler Bach“ ($r = 0,7$) stärker ausgeprägt als im TEZG „Camsbäk“ ($r = 0,32$). Dieser Unterschied verdeutlicht den prägenden Einfluss des Dränsystems im „Fauler Bach“.

3.2.2 Dränwasser

Die Dränwässer beider TEZG zeichneten sich durch mittlere Nitratkonzentrationen im Größenbereich von 53 mg l^{-1} bis 111 mg l^{-1} aus (Abb. 4, Abb. 5), entsprechend „erhöhter“ bis „sehr hoher“ Belastung nach LAWA-Gewässergüteklassifikation (1998). Das Nitratkonzentrationsniveau variierte in Abhängigkeit von den Abflussperioden und den TEZG teilweise erheblich. Beleg dafür sind die vergleichsweise höheren Nitratkonzentrationen in 2010/11 („Fauler Bach“: 111 mg l^{-1} ; „Camsbäk“: 102 mg l^{-1}) gegenüber 2009/10 („Fauler Bach“: 94 mg l^{-1} ; „Camsbäk“: 53 mg l^{-1}). Die Ursache für diese Differenzierung dürfte in den frühen und insgesamt höheren Abflüssen in 2010/11 gegenüber 2009/10 liegen (vgl. 3.2.1). Die Nitrathöchstwerte von 170 mg l^{-1} im „Fauler Bach“ bzw. 144 mg l^{-1} in der „Camsbäk“ untermauern die vom Dränwasser ausgehende Gefahr für die Oberflächenwasserqualität (Abb. 5).

Auch zwischen den TEZG unterschieden sich die Nitratkonzentrationen deutlich. Während im TEZG „Fauler Bach“ über beide Abflussperioden annähernd gleich hohe mittlere Nitratkonzentrationen von 94 mg l^{-1} (2009/10) bzw. 111 mg l^{-1} (2010/11) festgestellt wurden, ergaben sich im TEZG „Camsbäk“ geringere und stärker variierende Werte (53 mg l^{-1} bzw. 102 mg l^{-1}).

Unter den Faktoren, die die Höhe und die Dynamik der Nitratkonzentrationen im Dränwasser steuern, nimmt das Abflussverhalten eine bestimmende Rolle ein. Vor allem die in der Entwässerungseffektivität begründeten Unterschiede beider TEZG dürften das Nitratkonzentrationsniveau der Dränwässer maßgeblich beeinflussen (Tab. 1). Im TEZG „Fauler Bach“ ist aufgrund des intensiv ausgebauten Dränrohrnetzes mit einer schnellen und effektiven Abfuhr des nitratbelasteten Bodenwassers zu rechnen, während im TEZG „Camsbäk“ aufgrund weiterer Dränabstände zeitweiliger Nitratrückhalt und Denitrifikation als Voraussetzung für verminderte Nitratwerte möglich erscheinen. Ein möglicherweise vorhandener Gewässerrandstreifen effekt auf die Höhe der Nitratkonzentrationen im Dränwasser wurde somit überlagert und war dadurch nicht nachweisbar.

Es zeigte sich, dass die Dränwässer zu jedem Untersuchungszeitpunkt höhere Nitratkonzentrationen aufwiesen als die Grabenwässer. Damit wird einerseits die Bedeutung der Stoffkonzentration des Dränwassers für die Wasserqualität der Gräben belegt und andererseits der aus anderen Untersuchungen bekannte Stellenwert der Dränung als bestimmender Stoffaustragspfad im norddeutschen Tiefland bestätigt (KAHLE & LENNARTZ 2005).

3.2.3 Grundwasser

Anhand der Grundwasserrohre im TEZG „Camsbäk“ wurden generell positive Gradienten ($0,03$ bis $0,23$) ermittelt und somit Grundwasserzustrom nachgewiesen. Mit zunehmendem Abstand vom Graben nahmen die hydraulischen Gradienten ab (Abb. 6). Die mittleren Gradienten lassen sich dementspre-

chend in der Reihe $0,18$ (GWR 1) $>$ $0,12$ (GWR 2) und $0,06$ (GWR 3) anordnen.

Die Nitratkonzentrationen im der „Camsbäk“ zuströmenden Grundwasser waren mit max. 10 mg l^{-1} insgesamt gering und entsprachen weitgehend den natürlichen Hintergrundwerten (VOGT et al. 2003, WALTHER 1999). Die höchsten Nitratkonzentrationen wurden nach der Schneeschmelze im März 2010 bei geringen Grundwasserflurabständen ($< 1 \text{ m}$) ermittelt (Abb. 7). In dieser Zeit deuteten sich mit zunehmendem Abstand vom Graben geringfügig höhere Nitratkonzentrationen an. Beleg dafür sind die Nitratwerte vom 16. und 24. März 2010, die bei einem Grabenabstand von 20 m (GWR 3) $8,5$ bzw. $9,8 \text{ mg l}^{-1}$ betragen, während bei Grabenabständen von 5 und 8 m (GWR 1 und 2) an beiden Terminen Größenordnungen von $7,4$ und $7,9 \text{ mg l}^{-1}$ erreicht wurden. Diese Differenzierung der Nitratkonzentration deutet die Möglichkeit eines Gewässerrandstreifen effektes an, erklärlich aus der längeren Fließstreckenlänge und dem dadurch möglichen Nitratabbau im wassergesättigten Boden unterhalb des Dränsystems. Dieser Effekt könnte durch die Art des Pflanzenbewuchses noch unterstützt werden. Dafür spricht der dichter bewachsene und stärker bewaldete Gewässerrandstreifen der „Camsbäk“ gegenüber dem Grasrandstreifen am „Fauler Bach“, der einen effizienteren Nitratabbau im oberflächennahen Grundwasser erwarten lässt. Nach HEFTING & KLEIN (1998) kommen dafür höhere Denitrifikationsraten aufgrund besserer Verfügbarkeit und/oder längerer Aufenthaltszeiten des Nitrats infrage. Aus Einzugsgebieten mit grasbewachsenen Gewässerrandstreifen sind infolge des Vorhandenseins präferentieller Fließwege eher unbefriedigende Reduktionseffekte bekannt (LEEDS-HARRISON et al. 1999).

Vor und nach dem Abflussereignis im Frühjahr 2010 wurden sowohl höhere Grundwasserflurabstände ($> 1,2 \text{ m}$) als auch vergleichsweise geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) registriert. Das bedeutet, dass über weite Zeiträume des Jahres mit dem Zufluss von nitratärmerem Grundwasser zur „Camsbäk“ und daraus resultierenden Verdünnungseffekten im Vorfluter zu rechnen ist.

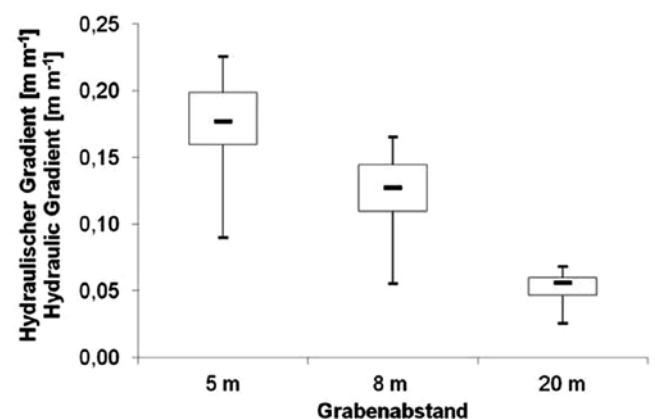


Abbildung 6
Hydraulische Gradienten des Grundwassers im TEZG „Camsbäk“ (2009/10) bei zunehmendem Grabenabstand (GWR 1: 5 m , GWR 2: 8 m , GWR 3: 20 m)
Hydraulic gradients of groundwater with increasing distance to ditch (GWR 1: 5 m , GWR 2: 8 m , GWR 3: 20 m) in sub-catchment "Camsbäk" (2009/2010)

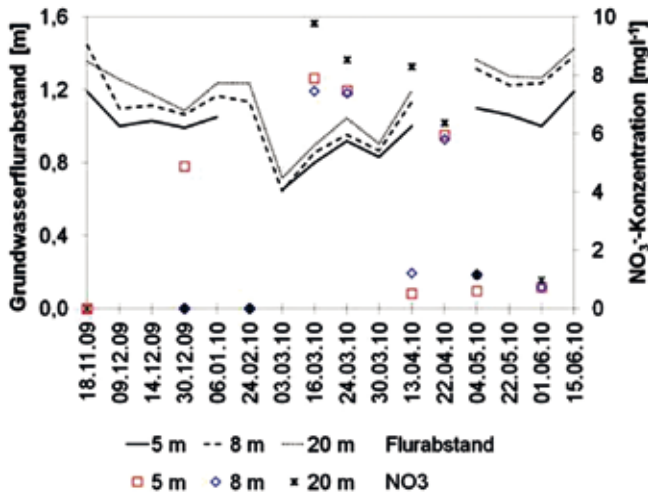


Abbildung 7
 Grundwasserflurabstände (Graphen) und Nitratkonzentrationen (Zeichen) im Grundwasser der „Camsbäk“ mit Grabenabständen von 5, 8 und 20 m (November 2009 bis Juni 2010)
 Depth to ground water table (graphs) and nitrate concentration (symbols) of groundwater in sub-catchment "Camsbäk" with distance to the ditch of 5, 8 and 20 m (November 2009 to June 2010)

3.3 Ausgetragene Nitrat-Frachten

Im Untersuchungszeitraum 2009 bis 2011 variierten die Nitratfrachten der Gräben während der hydrologischen Winterhalbjahre im Größenbereich von 19 kg ha⁻¹ bis 199 kg ha⁻¹. Größenordnung und Variationsbreite dieser Nitratfrachten bestätigen vorliegende Angaben aus anderen landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten des norddeutschen Tieflandes (KAHLE et al. 2007, LAM et al. 2010).

Während der Abflussperiode 2009/10 wurden im TEZG „Fauler Bach“ etwa 76 kg ha⁻¹ Nitrat ausgetragen, während die Fracht des TEZG „Camsbäk“ mit ca. 19 kg ha⁻¹ Nitrat deutlich geringer ausfiel (Tab. 2). Auch in der Abflussperiode 2010/11 war die Nitrat-Fracht im „Fauler Bach“ mit ca. 199 kg ha⁻¹ Nitrat mehr als doppelt so hoch wie in der „Camsbäk“ (ca. 91 kg ha⁻¹ Nitrat). Abgesehen davon, dass die Höhe der ausgetragenen Nitratfrachten durch unterschiedliche Messmethoden und -intensitäten beeinflusst wurde, dürfte die Hauptursache im unterschiedlich ausgebauten Dränrohrnetz begründet sein (Tab. 1). Im TEZG „Fauler Bach“ wurde das Nitrat demnach bevorzugt über das gut ausgebaute Dränsystem transportiert, während im TEZG „Camsbäk“ ein weniger intensives Dränsystem vorlag und durch Zustrom von nitratarmem Grundwasser Verdünnungseffekte möglich waren.

Tabelle 2		
Nitratfrachten F_s [kg ha ⁻¹] der Abflussperioden 2009/10 und 2010/11 (1.11. bis 30.4.)		
Nitrate load F_s [kg ha ⁻¹] of discharge periods 2009/10 and 2010/11 (1.11. to 30.4.)		
F_s [kg Nitrat ha ⁻¹]	Fauler Bach	Camsbäk
2009/10	76	19
2010/11	199	91

4 Fazit

In zwei Teileinzugsgebieten des nordostdeutschen Tieflandes mit unterschiedlich breiten Gewässerrandstreifen und variieren-

der Dränintensität wurde gezeigt, dass die Nitratkonzentrationen in kleinen Fließgewässern, welche als Vorflut dienen, vorwiegend durch die Konzentrationen und Frachten des Abflusswassers der Dränssysteme bestimmt werden. Ein wirksamer Effekt der Gewässerrandstreifen auf den Nitrattransport über den grundwasserbürtigen Pfad konnte nicht nachgewiesen werden. Es ist davon auszugehen, dass die Dränung eine schnelle und bevorzugte Abfuhr des Bodenwassers bewirkt, die Fließwege zur Vorflut kurzschließt und die Möglichkeiten zum Stoffabbau einschränkt. Die vorgefundenen Differenzierungen des Abflussverhaltens und der Nitratkonzentration der Grabenwässer widerspiegeln den bestimmendem Einfluss der Drännetzdichte und die davon abhängige Entwässerungsintensität. Weitere Modifikationen ergaben sich durch den Zustrom von nitratärmerem Grundwasser und möglicherweise durch Bewirtschaftungsunterschiede innerhalb der Ackernutzung (Fruchtfolge, Düngung, Bearbeitung).

Vor dem Hintergrund der verbreitet hohen Stoffaustragsgefährdung gedränter landwirtschaftlicher Flächen und des vergleichsweise hohen Dränflächenanteils in Mecklenburg-Vorpommern ist es erforderlich, die Suche nach geeigneten Möglichkeiten zur Reduzierung von Stoffeinträgen in Gewässer zu verstärken. Neben den Möglichkeiten der landwirtschaftlichen Praxis, wie Zwischenfruchtanbau, Anbau von Untersaaten, angepasste Bodenbearbeitung, Mulch- und Direktsaatverfahren u.a., rücken wasserseitige Maßnahmen verstärkt ins Blickfeld. Als erfolgversprechende Maßnahmen bieten sich in gedränten Tiefland-einzugsgebieten die kontrollierte Dränung zur Steuerung des Dränabflusses und die Anlage von Dränenteichen zur Verstärkung des Stoffrückhaltes an. Die konkrete Auswahl potenziell geeigneter Maßnahmen sollte in jedem Fall flächenspezifisch und kombiniert aus landwirtschaftlichen und wasserseitigen Maßnahmen erfolgen.

5 Zusammenfassung

An zwei Teileinzugsgebieten (TEZG) des nordostdeutschen Tieflandes mit vergleichbaren Bedingungen hinsichtlich Meteorologie, Böden, Landnutzung und Bewirtschaftung wurde geprüft, ob und inwiefern Gewässerrandstreifen in systematisch entwässerten Landschaften zur Nitratretention beitragen können. Die TEZG „Fauler Bach“ und „Camsbäk“ wiesen mittlere Breiten der Gewässerrandstreifen von 1 m bzw. 20 m auf. Untersucht wurden die Wasser- und Nitratflüsse am Gebietsauslass sowie die Nitratkonzentrationen im Drän- und Grundwasser während der Abflussperioden 2009/10 und 2010/11. Die Nitratkonzentrationen, Abflüsse und Nitratfrachten waren im TEZG „Camsbäk“ vergleichsweise geringer als im TEZG „Fauler Bach“. Als Hauptursache hierfür wurden die geringere Entwässerungsintensität aufgrund des weniger ausgebauten Dränsystems und der Zustrom von nitratarmem Grundwasser angesehen. Bei Basisabfluss deutete sich im TEZG „Camsbäk“ ein geringfügiger Retentionseffekt des Gewässerrandstreifens an. Bei höheren Abflüssen erwies sich die Dränung als prägender Stoffaustragspfad, insbesondere nach Niederschlagsereignissen und/oder Schneeschmelze. Ausdruck dessen sind die Nitratkonzentrationen des Dränwassers von > 100 mg l⁻¹, die die Höhe der zeitgleich untersuchten Nitratkonzentrationen im angrenzenden Graben verbreitet übertrafen.

Summary

Two sub-catchments in the northeast German lowlands with similar conditions in terms of meteorology, soils, land use and

management have been investigated as to whether and to what extent buffer strips may contribute to nitrate retention in systematically drained landscapes. The buffer strips of the sub-catchments "Fauler Bach" and "Camsbäk" had a width of 1 m and 20 m respectively. Water and nitrate fluxes at the outlet of each sub-catchment as well as the nitrate concentrations in tile-drainage and groundwater were studied during the 2009/10 and 2010/11 discharge periods. The results revealed lower nitrate concentrations, discharge and nitrate loads for the "Camsbäk" as compared to the "Fauler Bach". Lower drainage intensity due to the less-developed tile-drainage system and the influx of nitrate-poor groundwater ("Camsbäk") are considered as the main reasons for the observed differences. A minor effect of nitrate retention in the buffer strip of the sub-catchment "Camsbäk" has been observed during times of base flow. The tile-drainage proved to be the dominant nutrient export path at higher discharge rates, especially after rainfall and/or snow melt; indicative were nitrate concentrations in tile-drain water of $> 100 \text{ mg l}^{-1}$, exceeding the concentration in the adjacent ditches. It is concluded that nitrate elimination in groundwater of buffer strips is of minor importance for the overall nutrient pollution of surface waters in systematically tile-drained landscapes.

Danksagung

Wir danken dem Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern für das unter dem Aktenzeichen VI 720/5210.022 geförderte Projekt. Des Weiteren danken wir den Landwirten und Flächeneigentümern für die Bereitstellung der Flächen und der Bewirtschaftungsdaten.

Anschriften der Verfasser:

Dr. P. Kahle
Prof. B. Lennartz
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Bodenphysik und Ressourcenschutz
Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock
petra.kahle@uni-rostock.de

Dipl. Hydr. S. Schönemann
Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
Brandenburg
Abteilung Ökologie, Naturschutz und Wasser
Seeburger Chaussee 2, 14476 Potsdam
sandra.schoenemann@lugv.brandenburg.de

Literaturverzeichnis

- AMELUNG, W., C. KLEIN, S. PÄTZOLD & G.W. BRÜMMER (2006): Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffeinträge in Gewässer: Fallbeispiele und Perspektiven aus der bodenkundlichen Forschung. – Tagungsband der 17. Wissenschaftlichen Fachtagung 2004 Wasserwirtschaft und Landwirtschaft, Universität Bonn, Landwirtschaftliche Fakultät, 39–51
- BARLING, R.D. & I.D. MOORE (1994): Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. – *Environmental Management* 18, 543–558
- BEDHARD-HAUGHN, A., K.W. TATE & C. VAN KESSEL (2004): Using nitrogen-15 to quantify vegetative buffer effectiveness for sequestering nitrogen in runoff. – *J. Environmental Quality* 33, 2252–2262
- BEHRENDT, H. & A. BACHOR (1998): Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern). – *Water Science and Technology* 38 (10), 147–155
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Berlin, 67 S.
- COOPER, A.B. (1990): Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. – *Hydrobiologia* 202, 13–26
- COOPER, J.R. & J.W. GILLIAM (1987): Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian areas. – *Soil Science Society of America Journal* 51, 1600–1604
- DAVIS, J.H., S.M. GRIFFITH, W.R. HORWATH, J.J. STEINER & D.D. MYROLD (2007): Mitigation of shallow groundwater nitrate in a poorly drained riparian area and adjacent cropland. – *Journal of Environmental Quality* 36, 628–637
- DORIOZ, J.M., D. WANG, J. POULENARD & D. TREVISAN (2006): The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117, 4–21
- FUCHS, S., U. SCHERER, R. WANDER, H. BEHRENDT, M. VENOHR, D. OPITZ, TH. HILLENBRAND, F. MARSCHEIDER-WEIDEMANN & TH. GÖTZ (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS – Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. – UBA-Texte 45/2010
- GROFFMAN, P.M., E.A. AXELROD, J.L. LEMUNYON & W.M. SUL-LIVAN (1991): Denitrification in grass and forested vegetated buffer strips. – *Journal of Environmental Quality* 29, 671–674
- HAYCOCK, N.E. & G. PINAY (1993): Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. – *Journal of Environmental Quality* 22, 273–278
- HEATHWAITE, A.L., P. GRIFFITHS & R.J. PARKINSON (1998): Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures. – *Soil Use and Management* 14 (3), 142–148
- HEFTING, M.M. & J.J.M. DE KLEIN (1998): Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. – *Environmental Pollution* 102 (1), 521–526
- HOLSTEN, B., A. BEDNAREK, A. FIER, N. FOHRER, G. HECKRATH, H. HÖPER, C. HUGENSCHMIDT, C. KJÆRGAARD, B. KRAUSE, N. LITZ, A. MATZINGER, D. ORLIKOWSKI, C. PÉRILLON, M. PFANNERSTILL, P. ROUAULT, W. SCHÄFER, M. TREPPEL, M. UBRANIAK & M. ZALEWSKI (2012): Potenziale für den Einsatz von Nährstoff-Filterssystemen in Deutschland zur Verringerung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56 (1), 4–15
- JANSSEN, M., J. FRINGS & B. LENNARTZ (2013): Haben Gewässerrandstreifen an einem gedrähten Ackerstandort einen Einfluss auf die Nitratkonzentrationen im Grundwasser? – Eine Prozessstudie auf Feldebene in Mecklenburg-Vorpommern. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 57 (2), 48–59

- KAHLE, P., B. TIEMEYER & B. LENNARTZ (2009): Methodische Aspekte zum Monitoring der Wasserqualität künstlich entwässerter Tieflandeinzugsgebiete. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53 (4), 228–235
- KAHLE, P., B. TIEMEYER, B. DEUTSCH & B. LENNARTZ (2007): Untersuchungen zum Stickstoffaustrag über Dränung in einem nordostdeutschen Tieflandeinzugsgebiet. – *Wasserwirtschaft* 6, 25–29
- KAHLE, P. & B. LENNARTZ (2005): Untersuchungen zum Stoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Dränflächen in Nordostdeutschland. – *Wasserwirtschaft* 95 (9), 23–27
- KLEIN, C. (2005): Einfluss von Vegetationsfilterstreifen auf den Austrag ausgewählter Herbizidwirkstoffe mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluss in ackerbaulich genutzten Böden einer Mittelgebirglandschaft. – Dissertation. Universität Bonn, 224 S.
- KOVACIC, D.A., M.B. DAVID, L.E. GENTRY, K.M. STARKS & R.A. COOKE (2000): Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. – *Journal of Environmental Quality* 29 (4), 1262–1274
- LAM, Q. D., B. SCHMALZ & N. FOHRER (2010): Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. – *Agricultural Water Management* 97, 317–325
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Ed.) (1998): Bewertung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – chemische Gewässergüteklassifikation. – Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin
- LEE, K.H., T.M. ISENHART & R.C. SCHULTZ (2003): Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. – *Journal of Soil and Water Conservation* 58 (1), 1–8
- LEE, K.H., T.M. ISENHART, R.C. SCHULTZ & S.K. MICKELSON (1999): Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool-season grass filter strips in Central Iowa, USA. – *Agroforestry Systems* 44, 121–132
- LEEDS-HARRISON, P.B., J.N. QUINTON, M.J. WALKER, C.L. SANDERS & T. HARROD (1999): Grassed buffer strips for the control of nitrate leaching to surface waters in head water catchments. – *Ecological Engineering* 12, 299–313
- LOWRANCE, R., S. DABNEY & R. SCHULTZ (2002): Improving water and soil quality with conservation buffers. – *Journal of Soil and Water Conservation* 57 (2), 37–43
- LOWRANCE, R., R. TODD, J.R. J. FRAIL, J.R.O. HENDRICKSON, R., LEONARD & L. ASMUSSEN (1984): Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. – *BioScience* 34, 374–377
- LUNG MV (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern). – Geodatenbestand, Stand 2008. Güstrow
- OSBORNE, L.L. & D.A. KOVACIC (1993): Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. – *Freshwater Biology* 29, 243–258
- REICHENBERGER, S., M. BACH, A. SKITSCHAK & H.-G. FREDE (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness - A review. – *Science of the Total Environment* 384, 1–35
- SCHOONOVER, J.E., K.W.J. WILLIARD, J.J. ZACZEK, J.C. MANGUN & A.D. CARVER (2006): Agricultural sediment reduction by giant cane and forest riparian buffers. – *Water, Air and Soil Pollution* 169, 303–315
- STONE, K.C., P.G. HUNT, J.M. NOVAK, M.H. JOHNSON, D.W. WATTS & F.J. HUMENIK (2004): Stream nitrogen changes in an eastern coastal plain watershed. – *Journal of Soil Water Conservation* 59 (2), 66–72
- SYVERSEN, N. (2002): Effect of a cold-climate buffer zone on minimizing diffuse pollution from agriculture. – *Water Science and Technology* 45 (9), 69–76
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (2009): Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. – Erich Schmidt Verlag, Berlin
- TIEMEYER, B., P. KAHLE & B. LENNARTZ (2006): Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. – *Agricultural Water Management* 85, 47–57
- TOMER, M.D., D.W. MEEK, D.B. JAYNES & J.L. HATFIELD (2003): Evaluation of Nitrate Nitrogen Fluxes from a Tile-Drained Watershed in Central Iowa. – *Journal of Environmental Quality* 32, 642–653
- VIAUD, V., P. MEROT & J. BAUDRY (2004): Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes: from local to catchment scale. – *Environmental Management* 34, 559–573
- VOGT, K., A. ALFREIDER & C. GRIEBLER (2003): Grundwasserverschmutzung und -sanierung. – In: Griebler, C. & Mosslacher, F. (2003): Grundwasser-Ökologie. – Facultas Verlags- und Buchhandels AG, Wien
- VOUGHT, L.B.M., G. PINAY, A. FUGLSANG & C. RUFFINONI (1995): Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. – *Landscape and Urban Planning* 31, 323–331
- WALTHER, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. – Teubner Verlag, Stuttgart-Leipzig
- WIGINGTON, P.J., S.M. GRIFFITH, J.A. FIELD, J.E. BAHAM, W.R. HORWATH, J. OWEN, J.H. DAVIS, S.C. RAIN & J.J. STEINER (2003): Nitrate removal effectiveness of a riparian buffer along a small agricultural stream in Western Oregon. – *Journal of Environmental Quality* 32, 162–170