

Petra Kahle, Dana Zimmer und Christel Baum

# Beitrag von Ockerflocken zum P-Austrag gedränter Standorte in Nordostdeutschland

The role of ochre flocs for the discharge of phosphorus at drained sites in Northeastern Germany

Nach Starkniederschlägen im Sommer 2011 in Nordostdeutschland wurden mit dem Dränwasser gelb-braune Ockerflocken ausgetragen. Die Ockerflocken bestanden aus Pilzmyzel und fungierten als Träger hoher Mengen an Eisen und insbesondere Phosphor. Während der Abflussspitzen ergaben sich basierend auf Konzentrationen von 27 bis 141 mg P<sub>t</sub> \*l<sup>-1</sup> P-Austräge von minimal 34 kg \*ha<sup>-1</sup>. Damit wird die Möglichkeit episodisch hoher P-Austräge über Dränung verdeutlicht und das Potenzial der Ockerflocken zum P-Eintrag und zur Eutrophierungsgefährdung von Fließgewässern belegt.

**Schlagwörter:** Dränung, Ocker, Phosphor, Stoffaustrag

Following rainstorm events in Northeast-Germany in the summer of 2011, ochre flocs were discharged with the drainage water. These ochre flocs consisted of fungal mycelium, carrying large quantities of iron, and notably phosphorus. During peak discharge, based on concentrations of 27 to 141 mg P<sub>t</sub> \*l<sup>-1</sup>, minimum P-discharges of 34 kg \*ha<sup>-1</sup> occurred. This reflects the possibility of episodically high P-discharges via drainage water and proves the potential of ochre flocs for P input and increased eutrophication of flowing waters.

**Keywords:** Discharge of substances, drainage, ochre, phosphorus

## 1 Einleitung und Zielstellung

Einträge von Phosphor (P) in Grund-, Oberflächen- und Küstengewässer verursachen weltweit Eutrophierungsprobleme (SHARPLEY et al. 2015). In Deutschland wurden die P-Einträge durch verbesserte Klärtechniken und abnehmende Emissionen der Industrie im Zeitraum 2006 bis 2008 gegenüber 1983 bis 1987 um 55.000 t \*a<sup>-1</sup> (68 %) reduziert. Aktuell beläuft sich der P-Eintrag in die Oberflächengewässer auf ca. 26.000 t \*a<sup>-1</sup> (UBA 2013).

Dränssysteme als Maßnahme zur Steigerung der Leistungsfähigkeit der Landbewirtschaftung sind weit verbreitet, bergen aber zugleich ein hohes Stoffaustragsrisiko (BLANN et al. 2009). Ursache hierfür sind die schnelle und bevorzugte Abfuhr des Bodenwassers, die kurzgeschlossenen Fließwege zur Vorflut und die dadurch eingeschränkten Möglichkeiten zum Stoffabbau im Boden und im tieferen Untergrund.

In Mecklenburg-Vorpommern wird der Anteil künstlich entwässerter Landwirtschaftsfläche auf 885.000 ha geschätzt, 53 % des Ackerlandes und 83 % des Grünlandes gelten als gedränt (KOCH et al. 2010). Der Gesamt-P-Eintrag in die Oberflächengewässer des Landes beläuft sich nach aktuellen Modellrechnungen auf 477 t \*a<sup>-1</sup> pro Jahr. Daran ist die Dränung mit 18 % (88 t \*a<sup>-1</sup>) beteiligt (WENDLAND et al. 2015). Der Dränabfluss erfolgt vorwiegend in den Wintermonaten (Dezember bis März), während in den Sommermonaten (Mai bis Oktober) die Dränrohre aufgrund hoher Temperatur und Evapotranspiration in der Regel trockenfallen und daher kaum zum Gesamtabfluss beitragen (TIEMEYER et al. 2009).

Untersuchungen zum P-Austrag aus Böden befassen sich aufgrund der hohen Sorptionsaffinität des Phosphors an die Bodenmatrix verbreitet mit Oberflächenabtrag und -transport (GÄCHTER et al. 1998, DANZ et al. 2013). Die Dränung als Pfad des P-Austrages wurde zwar mehrfach angesprochen, aber die vor-

liegenden Ergebnisse sind uneinheitlich. Einige Autoren (BAKER et al. 1975) gehen von geringen P-Verlusten über Dränung aus, andere halten hohe P-Verluste für möglich (DILS & HEATHWAITE 1999) bzw. betrachten die Dränung als wichtigsten Austragspfad (GÄCHTER et al. 1998, GELBRECHT et al. 2005). Konsens besteht darüber, dass Ausmaß und Richtung der Dräneffekte in Abhängigkeit von standortspezifischen Faktoren, wie Höhe und Verteilung der Niederschläge, Vorfeuchte, Wasserstand, Abfluss, Einzugsgebietseigenschaften, Drändesign und Management erheblich variieren (GELBRECHT et al. 2005, BLANN et al. 2009, VIDON & CUADRA 2011). Als bodenseitige Steuergrößen für die P-Konzentration im Dränwasser werden der Bodentyp, der P-Versorgungsgrad, der P-Sättigungsgrad, der Kohlenstoffgehalt des Bodens sowie der Anteil, die Verteilung und die Kontinuität vertikaler Makroporen genannt (SIMS et al. 1998, CHAPMAN et al. 2003, STENBERG et al. 2012). Resultierend aus dieser Faktorenvelfalt und der Standortspezifität sollten geeignete Filtertechnologien zur Aufreinigung P-belasteter Dränwässer entwickelt, ökologische Referenzprojekte gefördert und praxisreife Demonstrationsvorhaben umgesetzt werden (HOLSTEN et al. 2012, FOHRER & SCHMALZ 2012, KJÆRGAARD et al. 2015).

Der Sommer 2011 war in Nordostdeutschland durch ungewöhnlich hohe Niederschläge gekennzeichnet. Allein im Juli wurden an der Wetterstation Warnemünde 344 mm registriert, entsprechend dem 5,5-Fachen des langjährigen (1901-2010) Juli-Mittelwertes (MIEGEL et al. 2014). Während und nach diesen Niederschlagsereignissen enthielt das Dränwasser einer Monitoring-Station in Dummerstorf gelb-braune Ockerflocken.

Der vorliegende Beitrag prüft, ob und in welchem Maße diese Ockerflocken Phosphor akkumulieren und evaluiert die Veränderung des P-Eintrags in angrenzende Oberflächengewässer nach extremen Niederschlags- und Abflussereignissen im Vergleich zum typischen Abflussgeschehen (ZIMMER et al. 2016). Zur Klä-

rung dieser Frage wurden die Struktur und die Zusammensetzung der Ockerflockensuspension untersucht und Vergleiche zu den üblicherweise vorkommenden sandigen Sedimenten während der winterlichen Abflussperiode angestellt.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Standortkennzeichnung

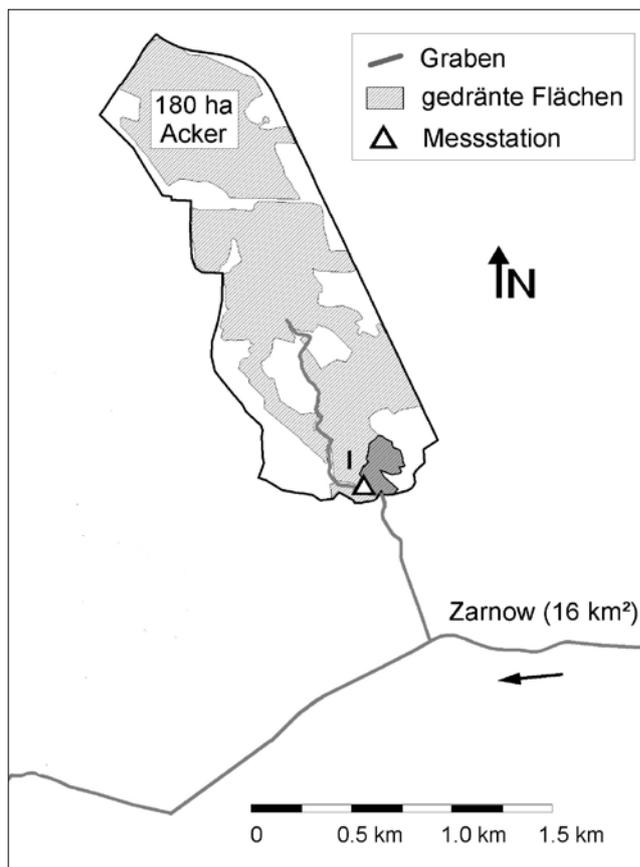
Der Standort Dummerstorf befindet sich 15 km südöstlich von Rostock im Bereich der jungpleistozänen Moränenlandschaft (54°00'10.76"N, 12°15'07.93"E). Die mittlere Jahresniederschlags-summe beträgt 689 mm, die Grasreferenzverdunstung 490 mm \*a<sup>-1</sup> und die langjährig gemittelte Temperatur 8,3 °C.

Der Versuchsstandort liegt im Einzugsgebiet der Zarnow (EZG 16 km<sup>2</sup>), einem Nebenfluss der Warnow, die in die Ostsee entwässert. Die Messstation befindet sich am Dränauslass einer Dränfläche von 4,2 ha Größe mit geringer Neigung (Dräntiefe 1,1 m, Dränabstand 8 bis 22 m) (Abb. 1). Sie besteht aus einer meteorologischen Station, einem Venturigerinne zur Durchflussmessung und einer automatischen Entnahmeeinrichtung für Dränwasserproben. Das Dränsystem wurde Ende der 1980er Jahre etabliert (TIEMEYER et al. 2009).

Das Einzugsgebiet ist landwirtschaftlich geprägt. Auf der Dränfläche wurde 2009 Winterweizen, 2010 Silomais und 2011 Wintergerste angebaut. Die P-Düngung erfolgt in organischer und mineralischer Form. Das Düngungsniveau variiert zwischen 10 und 67 kg P \*ha<sup>-1</sup> \*a<sup>-1</sup>. Auf der Untersuchungsfläche dominieren Parabraunerden und Pseudogleye. Die Bodentextur ist durch lehmige Sande und sandige Lehme gekennzeichnet. Die Oberböden (0 bis 30 cm) enthalten ca. 2 % organische Substanz, pflanzenverfügbare Gehalte (Doppellaktatextrakt) von 75 mg \*kg<sup>-1</sup> Phosphor und 100 mg \*kg<sup>-1</sup> Kalium. Dies entspricht einer optimalen P- und K-Versorgung gemäß der Gehaltsklasse C nach dem in Mecklenburg-Vorpommern gültigen Bewertungssystem (SCHWEDER et al. 2004). Die Gesamtgehalte betragen 424 mg P \*kg<sup>-1</sup>, 1.418 mg K \*kg<sup>-1</sup>, 1.633 mg Ca \*kg<sup>-1</sup>, 13 g Fe \*kg<sup>-1</sup>, 8,4 g Al \*kg<sup>-1</sup>.

### 2.2 Probenahmen

Im Zeitraum von August 2011 bis Januar 2012 erfolgten 6 Dränwasserprobenahmen aus dem Venturigerinne (Tab. 1). Bei den



**Abbildung 1**  
Das Untersuchungsgebiet „Dummerstorf“ (Mecklenburg-Vorpommern)  
Study site "Dummerstorf" (Mecklenburg-Western Pomerania)

Proben 1 bis 3 handelt es sich um mit Ockerflocken angereichertes Wasser (Abb. 2), entnommen am 25.8.2011 (Probe 1), 1.9.2011 (Probe 2, direkt am Dränauslass) und am 1.9.2011 (Probe 3, am Ende des Venturigerinnes). Die Proben 4 bis 6 stellen mineralische Sedimente dar, die im Zeitraum von Dezember 2011 bis Januar 2012 unter winterlichen Abflussbedingungen aus dem Venturigerinne entnommen wurden (Abb. 3) (Probe 4 vom 22.12.2011 direkt am Dränauslass, Probe 5 entnommen am 22.12.2011 am Ende des Venturigerinnes, Probe 6 vom 12.1.2012 am Dränaus-

**Tabelle 1**  
Probenübersicht, Behandlungen, Abkürzungen und Analysen (Lichtmikroskopie (LM), Rasterelektronenmikroskopie (REM), Gesamtaufschluss (GA), Oxalatextrakt (Ox)) der Ockerflocken und der sandigen Sedimentproben  
*List of sampling, treatment, abbreviations and analysis (light microscopy (LM), raster electron microscopy (REM), total digestion (GA), oxalate extract (Ox)) of ochre flocs and sandy sediment samples*

Proben Nr.	Datum Probeentnahme	Art der Probe	Behandlung der (Teil-)proben	Teilproben	Bezeichnung	Analysen
1	25.8.2011	Ockerflocken	Suspension geschüttelt	Suspension	OFS 1	LM, REM, GA
2	1.9.2011	Ockerflocken	Suspension geschüttelt	Suspension	OFS 2	LM, REM, GA
3	1.9.2011	Ockerflocken	Suspension geschüttelt	Suspension	OFS 3	LM, REM, GA
4	22.12.2011	sandiges Sediment	Sedimentation	Überstand sandiges Sediment	ÜST 4 SSE 4	GA GA, Ox
5	22.12.2011	sandiges Sediment	Sedimentation	Überstand sandiges Sediment	ÜST 5 SSE 5	GA GA, Ox
6	12.1.2012	sandiges Sediment	Sedimentation	Überstand sandiges Sediment	ÜST 6 SSE 6	GA GA, Ox

Bezeichnungen: OFS – Ockerflockensuspension (OFS 1 bis OFS 3), ÜST – Überstand (ÜST 4 bis ÜST 6), SSE – sandiges Sediment (SSE 4 bis SSE 6)



**Abbildung 2**

Mit Ockermaterial angereichertes Dränwasser und Austragsfahne zum Vorfluter nach den Starkniederschlägen im Sommer 2011 (Aufnahme am 1.9.2011)

*Ochre flocs in the drainage water after the precipitation event in summer 2011*



**Abbildung 3**

Austrag von sandigem Sediment über Dränung im Venturigerinne während der winterlichen Abflussperiode 2011/12 (Aufnahme am 22.12.2011)

*Discharge of sandy sediment via drainage in the discharge period 2011/12*

lass). Aufgrund der vorherrschenden Sandfraktion sedimentierte das mineralische Material rasch, während sich die Ockerflocken nur langsam und in geringem Maße absetzten.

## 2.3 Untersuchungsprogramm

### 2.3.1 Licht- und elektronenmikroskopische Untersuchungen

Einige Tropfen der Dränwasserproben mit den Ockerflocken (OFS 1 bis 3) wurden am Lichtmikroskop und am Rasterelektronenmikroskop (DSM 960 A, Carl Zeiss, Oberkochen, Deutschland) untersucht. Frische Ockerflocken wurden am Lichtmikroskop bei Vergrößerungen von 20 x 0,5; 40 x 0,75 und 60 x 0,85 fotografiert und morphologisch-anatomisch als Pilzmyzel angesprochen. Sporentragendes Myzel wurde bereits durch die mikroskopische Determination aus der Frischprobe identifiziert. Zur Bestimmung sporenfreien Myzels wurden jeweils 1 ml Ockerflockensuspension auf 10 Petrischalen mit Maismehl- und 10 Petrischalen mit Bodenextrakt-Agar ausgestrichen und für bis zu 4 Wochen bei 25 °C inkubiert. Die Isolate wurden täglich kontrolliert. Sporenbildende Arten wurden generell unter dem Lichtmikroskop nach dem Schlüssel von DOMSCH et al. (1980) identifiziert. Am Rasterelektronenmikroskop wurde von den Ockerflocken mittels energiedispersiver Röntgenstrahlung (EDX) ein Elementspektrum aufgenommen und außerdem die räumliche Verteilung von Fe und P in den Flocken bildlich dargestellt.

### 2.3.2 Chemische Analysen

Für die Gesamtelementzusammensetzung der Proben OFS 1 bis 3 wurden jeweils 10 ml (je n = 3) der Ockerflockensuspension mit 10 ml konzentrierter HNO<sub>3</sub> bei 210 °C in der temperaturgesteuerten Mikrowelle Mars Xpress aufgeschlossen. Der Überstand der Proben 4 bis 6 (ÜST 4 bis 6) (Gesamtkonzentrationen) wurde in gleicher Weise behandelt. Die Konzentrationen von Al (396,152 nm), Fe (259,940 nm) und P (214,914 nm) wurden am ICP-OES (Jobin Yvon, Frankreich) bestimmt.

Die Rückstände (Sediment + restlicher Überstand) der Sedimentproben (SSE 4 bis 6) wurden geschüttelt und filtriert (Gesamtkonzentrationen im Sediment). Das Sediment im Filter wurde bei 80 °C über Nacht getrocknet und je 3 Teilproben von 0,5 g jeder Probe (SSE 4 bis 6) mit Königswasser (6 ml konz. HCl + 2 ml konz. HNO<sub>3</sub>) in der Mikrowelle (Mars Xpress) aufgeschlossen.

Die Konzentrationen von Al (396,152 nm), Fe (234,349 nm) und P (214,914 nm) wurden am ICP-OES (JY 238, Jobin Yvon, Frankreich) bestimmt. Die Auswahl der Wellenlängen ergab sich aus ihrer Eignung für die Elementmessung in der entsprechenden Extraktionsmittelmatrix.

Die Sedimentproben (SSE 4 bis 6) wurden außerdem mit 0,1 M Oxalatpuffer extrahiert (DIN 19684-6, 1997), um den Anteil schlecht kristalliner pedogener Oxide (Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub>) und des daran gebundenen P<sub>ox</sub> zu bestimmen. In 30 ml Oxalatpuffer wurden 0,5 g Sediment (n = 3) für 2 h geschüttelt, gefiltert und die Elementkonzentrationen am ICP-OES bestimmt (JY 238, Jobin Yvon, Frankreich; Al (396,152 nm), Fe (238,204 nm) und P (214,914 nm)). Aus den Konzentrationen von Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub> und P<sub>ox</sub> wurden die P-Sorptionskapazität (PSC in mmol \* kg<sup>-1</sup>) und der P-Sättigungsgrad (DPS in %) der aktiven Oxide kalkuliert (LEINWEBER et al. 1997). Die P-Sorptionskapazität wurde nach der Formel  $PSC = 0,5 * (Al_{ox} + Fe_{ox})$  und der P-Sättigungsgrad nach  $DPS = P_{ox} * 100/PSC$  berechnet.

Von den Ockerflocken (OFS 1 bis 3) wurden keine Oxalatrextrakte hergestellt, da die zeitliche Verzögerung aufgrund der umfangreichen licht- und elektronenmikroskopischen Analysen zu einer Veränderung der Flocken und damit auch zum Kristallinitätsgrad der pedogenen Oxide geführt hatte.

### 2.3.3 Statistische Analysen

Die Konzentrationen von Fe und P der Proben 1 bis 6 wurden in Form von Boxplots dargestellt (Mittelwert, Box: ± Standardfehler, Balken: ± Standardabweichung). Die Konzentrationsunterschiede wurden mittels ANOVA und Tuckey Test ausgewertet. Die Beziehungen zwischen den Konzentrationen an Fe, Al und P wurden mittels Pearson-Korrelation getestet. Das Signifikanzniveau betrug einheitlich  $p \leq 0,05$ .

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Meteorologische und hydrologische Bedingungen

Im hydrologischen Jahr 2010/11 (November bis Oktober) betrug die Niederschlagssumme am Standort Dummerstorf 1.040 mm, verteilt auf 329 mm im Winterhalbjahr 2010/11 (November

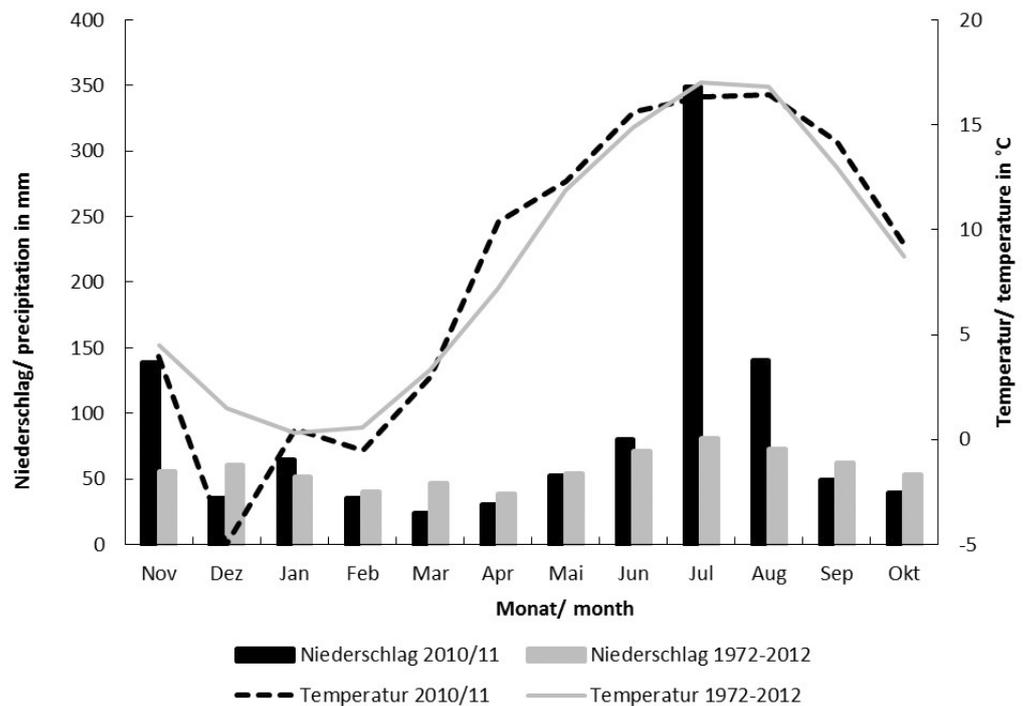
bis April) und 712 mm im Sommerhalbjahr 2011 (Mai bis Oktober). Der Winter-niederschlag entsprach an-nähernd dem langjährigen Mittel (1972 bis 2012) der nahe gelegenen (Entfernung 10 km) Station Groß Lüsewitz (295 mm), während der Som-merniederschlag den 1,8-fa-chen Wert des langjährigen Mittels (394 mm) erreichte (Abb. 4).

Alein im Zeitraum von Juni bis August fielen 570 mm Niederschlag, entsprechend dem 2,5-Fachen des langjäh-rigen Niederschlagsmittels für diesen Zeitraum von 225 mm. Die höchste monatliche Nie-derschlagssumme ergab sich im Juli (349 mm), entspre-chend der 4,3-fachen Höhe des langjährigen Mittels für diesen Monat (81 mm). Im August folgten 141 mm Nie-derschlag, die die übliche Niederschlagshöhe für die- sen Monat von 73 mm deut- lich übertrafen. Die mittleren Monatstemperaturen im Zeitraum von Juni bis August 2011 variierten von 15,6 °C bis 16,5 °C und entsprachen den langjährigen Mittelwer- ten für diese Monate (14,9 °C bis 17,0 °C).

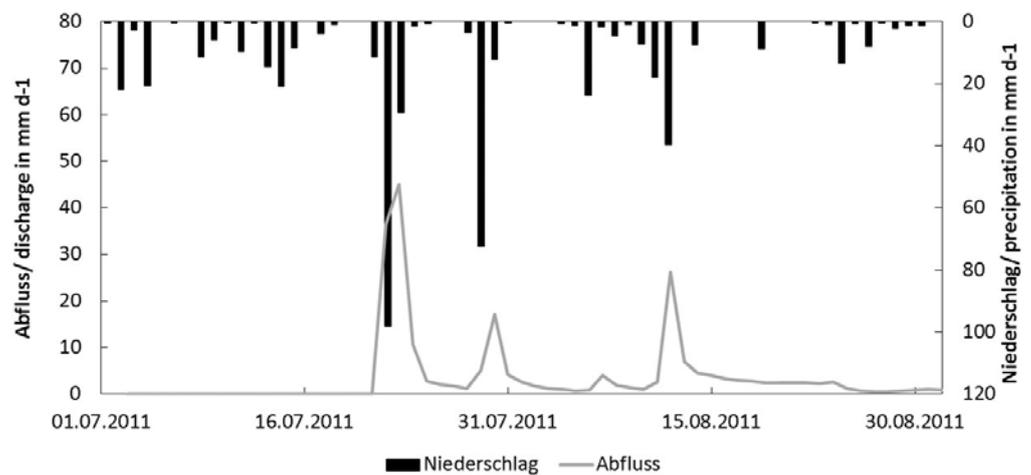
Aus der Verteilung der täg- lichen Niederschläge er- gab sich im Zeitraum vom 1.5.2011 bis 20.7.2011 nahe- zu kein Dränabfluss. Diese Beobachtung entspricht den Bedingungen eines norma- len Sommerhalbjahres.

Als Folge hoher Niederschlä- ge (98 mm) am 22.7.2011 sprang die Dränung an und erreichte am 23.7.2011 einen maximalen Abfluss von 45 mm (Abb. 5). Weitere kleinere Abfluss- peaks (17 mm bzw. 26 mm) folgten am 30.7.2011 und 12.8.2011. Anfang September 2011 kam das Abflussgeschehen zum Erlie- gen. Während der 22-tägigen Periode mit Abflussspitzen flossen 125 mm Dränwasser ab. Der Dränabfluss im Sommerhalbjahr 2011 belief sich auf insgesamt 298 mm und überschritt damit den mittleren sommerlichen Abfluss von 19 mm um das 15-Fache.

Von November 2011 bis Januar 2012 fielen 196 mm Niederschlag, vergleichbar mit dem langjährigen Niederschlagsmittel dieser



**Abbildung 4** Monatliche Niederschlagssummen und mittlere Temperaturen im hydrologischen Jahr 2010/11 am Standort Dummerstorf im Vergleich zu den langjährigen Daten (1972 bis 2012) an der Station Groß Lüsewitz  
*Monthly precipitation and temperature in the hydrological year 2010/11 at site Dummerstorf and long-term values (1972 to 2012) at site Groß Lüsewitz*



**Abbildung 5** Tägliche Niederschläge und Abflüsse im Sommerhalbjahr 2011 am Standort Dummerstorf  
*Daily precipitation and daily discharge in summer 2011 at test site Dummerstorf*

Monate (169 mm). Der Abfluss in dieser Zeit betrug 126 mm. Der maximale Abfluss von 4,4 mm \*d<sup>-1</sup> wurde am 5. Januar registriert.

### 3.2 Konzentrationen an Fe<sub>t</sub>, Al<sub>t</sub> und P<sub>t</sub> in der Suspension der Ockerflocken und im sandigen Sediment

In der Suspension der Ockerflocken wurden, außer in OFS 1 (Fe<sub>t</sub> 240 mg\* l<sup>-1</sup>, P<sub>t</sub> 27 mg\* l<sup>-1</sup>), höhere Konzentrationen an Fe<sub>t</sub> (828 und 874 mg\* l<sup>-1</sup>) und P<sub>t</sub> (115 und 141 mg\* l<sup>-1</sup>) nachgewiesen als im Überstand des sandigen Sediments (70 bis 238 mg\* l<sup>-1</sup> bzw. 3,3 bis 20 mg\* l<sup>-1</sup>) (Tab. 2). Die mittleren Konzentrationen an Al<sub>t</sub>

**Tabelle 2**  
Mittelwerte (n = 3) der Konzentrationen (mg\* l<sup>-1</sup>) an Fe<sub>t</sub> und P<sub>t</sub> in der Ockerflockensuspension (OFS) und dem Überstand der sandigen Sedimente (ÜST), signifikante Unterschiede zwischen den Proben sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet.  
*Means (n = 3) of concentrations (mg\* l<sup>-1</sup>) of Fe<sub>t</sub> and P<sub>t</sub> in ochre floc suspension (OFS) and supernatant of sandy sediment (ÜST), significant differences are marked by different letters.*

Probe	Fe <sub>t</sub> in mg* l <sup>-1</sup>	P <sub>t</sub> in mg* l <sup>-1</sup>
OFS 1	238 <sup>a</sup>	27 <sup>a</sup>
OFS 2	828 <sup>b</sup>	141 <sup>b</sup>
OFS 3	874 <sup>b</sup>	115 <sup>b</sup>
OFS 4	240 <sup>a</sup>	20 <sup>a</sup>
OFS 5	173 <sup>a</sup>	17 <sup>a</sup>
OFS 6	70 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>

variieren in der Suspension der Ockerflocken OFS 1 bis 3 und im Überstand der sandigen Sedimente ÜST 4 bis 6 von 14 mg bis 176 mg\* l<sup>-1</sup>.

Geht man von einem kumulativen Abfluss von 125 mm während der 22 tägigen Abflussperiode mit Abflusspeaks aus, dann leiteten sich bei Annahme gleichbleibender P<sub>t</sub>-Konzentration von minimal 27 mg\* l<sup>-1</sup> P-Austräge von 34 kg\* ha<sup>-1</sup> und bei gleichbleibender P<sub>t</sub>-Konzentration von maximal 141 mg\* l<sup>-1</sup> potenzielle P-Austräge von 176 kg\* ha<sup>-1</sup> ab.

Die Konzentrationen an Fe<sub>t</sub> vs. P<sub>t</sub> waren sowohl in der Suspension der Ockerflocken (OFS 1 bis 3) als auch im Überstand des sandigen Sediments (ÜST 4 bis 6) positiv korreliert (R<sup>2</sup> = 0,93 und 0,98) (Tab. 3). In den sandigen Sedimenten (SSE 4 bis 6) unterschieden sich die Konzentrationen an Fe<sub>t</sub> und P<sub>t</sub> (in mg\* g<sup>-1</sup>) zwischen den einzelnen Sedimentproben signifikant, es ergab sich die Reihung: SSE 4 (Fe<sub>t</sub>: 38,0; P<sub>t</sub>: 3,9) > SSE 5 (Fe<sub>t</sub>: 25,0; P<sub>t</sub>: 2,1) > SSE 6 (Fe<sub>t</sub>: 8,2; P<sub>t</sub>: 0,6).

**3.3 Gehalte an Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub> und P<sub>ox</sub> im sandigen Sediment**  
Der Anteil aktiver Fe-Oxide am Fe-Gesamtgehalt (Fe<sub>ox</sub>/Fe<sub>t</sub>) im sandigen Sediment erhöhte sich in folgender Reihenfolge: 59 % (SSE 6) < 78 % (SSE 4) < 94 % (SSE 5). Die P-Sorptionskapazität variierte zwischen 49 (SSE 6) und 280 (SSE 4) mmol\* kg<sup>-1</sup>; die aktiven Al- und Fe-Oxide waren zu 32 % bis 38 % mit P-gesättigt. Es wurden signifikante positive Korrelationen zwischen Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub> und P<sub>ox</sub> (R<sup>2</sup> = 0,53 ... 0,98, Tab. 3) nachgewiesen.

**3.4 Mikroskopische Auswertung der Ockerflocken**  
Die lichtmikroskopischen und elektronenmikroskopischen Aufnahmen belegen eine myzelartige Struktur der gelb-braunen Ockerflocken (Abb. 6).

In der Frischprobe wurden Makrokonidien von *Fusarium aquaeductum* und *F. oxysporum* identifiziert. Nach der Kultivierung wurden folgende dominierende Arten im Myzel bestimmt: *Fusarium aquaeductum*, *F. oxysporum*, *Alternaria alternata* und *Pythium ultimum*. Da es sich mit Ausnahme von *A. alternata* (dunkle Hyphen) um Arten mit vorwiegend hyalinen Hyphen handelt, wird als Ursache der gelb-braunen Farbe der frischen Ockerflocken die Adsorption von Fe-(hydr)oxiden vermutet. Dies wird unterstützt durch die elektronenmikroskopischen Aufnahmen der Ockerflocken mit Nachweis von P und Fe im EDX-Scan (Abb. 6 unten).

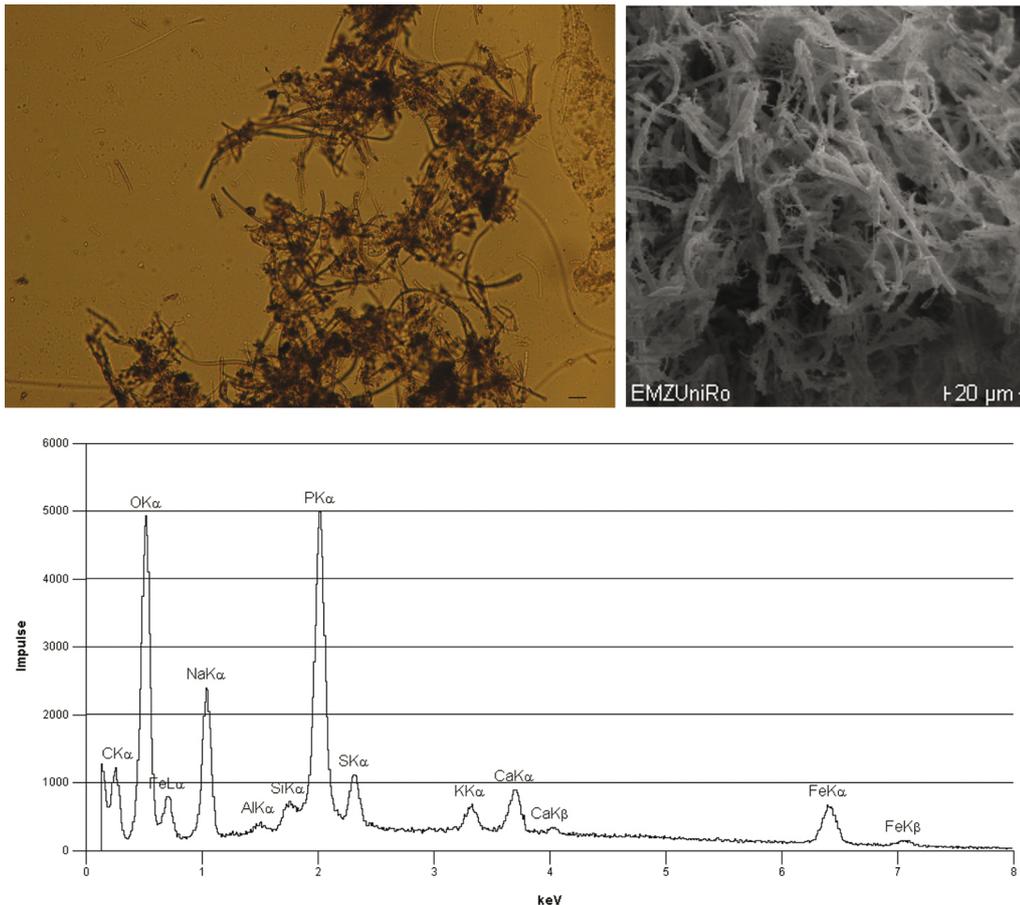
**Tabelle 3**  
Signifikante Korrelationen der Gesamtkonzentrationen von Al<sub>t</sub>, Fe<sub>t</sub> und P<sub>t</sub> in den Ockerflocken (OFS 1 bis 3), im Überstand sandiger Substrate (ÜST 4 bis 6) und in den sandigen Sedimenten (SSE 4 bis 6) sowie oxalateextrahierbare Konzentrationen von Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub> und P<sub>ox</sub> der sandigen Sedimente (SSE 4 bis 6) (Signifikanzniveau ≤ 0,05; n.s. nicht signifikant)  
*Significant correlations of total concentrations of Al<sub>t</sub>, Fe<sub>t</sub> and P<sub>t</sub> in ochre flocs (OFS 1 to 3), supernatant of sandy sediment (ÜST 4 to 6) and sandy sediment (SSE 4 to 6) and of oxalate extractable amounts of Al<sub>ox</sub>, Fe<sub>ox</sub> and P<sub>ox</sub> in samples SSE 4 to 6 (significance level ≤ 0.05; n.s. not significant)*

Element	Al <sub>t</sub>	Fe <sub>t</sub>
Proben OFS 1 bis 3		
Fe <sub>t</sub>	n.s.	
P <sub>t</sub>	n.s.	0,93
Proben ÜST 4 bis 6		
Fe <sub>t</sub>	n.s.	
P <sub>t</sub>	n.s.	0,98
Proben SSE 4 bis 6		
Fe <sub>t</sub>	0,61	
P <sub>t</sub>	0,68	0,97
Oxalateextrakt der Proben SSE 4 bis 6		
	Al <sub>ox</sub>	Fe <sub>ox</sub>
Fe <sub>ox</sub>	0,66	
P <sub>ox</sub>	0,53	0,98

**4 Diskussion**

Am Standort Dummerstorf fallen die Dräne im Sommer normalerweise trocken. Anders im Sommer 2011, als nach Starkniederschlägen am 22.7.2011 der Dränabfluss wieder einsetzte und über mehrere Tage anhielt. In Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe und -verteilung wurden am 23.7.2011, 30.7.2011 und 12.8.2011 Abflusspeaks ausgelöst (Abb. 5). Das Dränwasser enthielt gelb-braun gefärbte Ockerflocken (Abb. 2). Innerhalb von 22 Tagen flossen 125 mm Dränwasser ab, eine Abflusshöhe, die in normalen Jahren dem Abfluss der gesamten winterlichen Abflussperiode von November bis April an diesem Standort entspricht. Im Zeitraum 2001/02 bis 2009/10 betrug der mittlere winterliche Dränabfluss am Standort Dummerstorf 145 mm.

Die P<sub>t</sub>-Konzentrationen der Dränwässer des Sommers 2011 variierten in den OFS-Proben im Bereich von 27 bis 141 mg\* l<sup>-1</sup>. Da zur Beurteilung der Nährstoffbelastung von Dränwässern kein explizites System existiert und Dränwässer letztlich in Oberflächengewässer eingehen, wurde das Klassifikationssystem der LAWA (1998) für Fließgewässer herangezogen. Demnach handelt es sich um sehr stark P-belastete Wässer (Güteklasse IV: > 1,2 mg P<sub>t</sub>\* l<sup>-1</sup>); auch die typspezifischen Orientierungswerte (Bäche des Tieflandes) (0,1 mg P<sub>t</sub>\* l<sup>-1</sup>) (LAWA 2007) werden deutlich übertroffen. Die P<sub>t</sub>-Konzentrationen der Ockerflocken waren in jedem Fall höher als die des Überstands der sandigen Sedimente ÜST (3,3 bis 20,0 mg P<sub>t</sub>\* l<sup>-1</sup>) und der sandigen Sedimente sowie der Dränwässer früherer winterlicher Abflussperioden. In den Wintern der Jahre 2003/04 bis 2005/06 wurden durchweg geringe Konzentrationen an Gesamt-P (0,057 bis 0,158 mg\* l<sup>-1</sup>) und Orthophosphat-P (0,027 bis 0,124 mg\* l<sup>-1</sup>) im Dränwasser festgestellt, erklärlich aus dem P-Düngungsniveau, dem P-Versorgungszustand der Böden, den hydrologischen Bedingungen und dem Beprobungsdesign (TIEMEYER et al. 2009).



**Abbildung 6**

Lichtmikroskopische (links oben, Balken unten rechts entspricht 20  $\mu\text{m}$ ) und rasterelektronenmikroskopische (rechts oben) Aufnahme der Ockerflocken und Spektrum des Elementscans (unten) mittels EDX am REM  
*Light microscopic (left above, bar below right 20  $\mu\text{m}$ ) and scanning electron microscopic (right above) images of ochre flocs and EDX spectrum of elemental scan*

Auch GELBRECHT et al. (2005) fanden variierende P-Konzentrationen im Dränwasser landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete in Nordostdeutschland und betonten die Rolle der Dränung anhand vergleichender Untersuchungen mit einem forstwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet. KING et al. (2015) kamen in Auswertung zahlreicher Studien zu dem Schluss, dass die  $P_t$ -Konzentrationen im Dränwasser ( $< 0,01$  bis  $> 8,0 \text{ mg}^* \text{l}^{-1}$ ) sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht erheblich variieren und dass die steuernden Faktoren für den P-Transport zum Drän noch weitgehend unbekannt sind.

Das hohe Niveau und die Variationsbreite der  $P_t$ -Konzentrationen nach den Abflussereignissen im Sommer 2011 unterstreichen die P-Konzentrationsdynamik im Dränwasser und deuten auf niederschlags- und abflussgesteuerte P-Austräge hin. Den episodischen Charakter des P-Austrags heben auch DILS & HEATHWAITE (1999) sowie GENTRY et al. (2007) hervor und verweisen auf erhöhte  $P_t$ -Exporte in feuchten winterlichen Abflussperioden und nach sommerlichen Abflussereignissen nach Trockenheit. Im Sommer 2011 bot der Boden am Versuchsstandort Dummerstorf über Schrumpfrisse und biogene Röhren ausreichend Voraussetzung für Makroporenfluss als direkte Verbindung zwischen Bodenoberfläche und Dränung.

Makroporenfluss wurde an gedrähten Tonböden Skandinaviens als prägender Transportpfad suspendierter Feststoffe, einschließlich des gebundenen Phosphats, nachgewiesen (DJODJIC et al. 2000). Nach Abflusspeaks fanden PAASONEN-KIVEKÄS & KOIVUSALO (2006) nahezu übereinstimmende  $P_t$ -Konzentrationsniveaus im Dränwasser ( $6,6 \text{ mg}^* \text{l}^{-1}$ ) und im Oberflächenabfluss ( $6,7 \text{ mg}^* \text{l}^{-1} P_t$ ) und werteten diesen Effekt als Folge präferenzialer Transportvorgänge. Nach Auffassung von VIDON & CUADRA (2011) dominiert Makroporenfluss den  $P_t$ -Transport gedrähter Böden, während der Austrag von gelöstem P ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) sowohl durch Matrix- als auch durch Makroporenfluss gesteuert wird. Besondere Bedeutung für den P-Austrag aus dem Boden wird dem ersten Abflussereignis beigemessen, bei dem nach Auffassung von VENDELBOE et al. (2011) 50 % bis 67 % des gesamten ausgewaschenen partikulären Phosphors ausgetragen werden können. Am Standort Dummerstorf

konnte dieser Effekt nicht geprüft werden, da die Dränwasserprobenahme im Sommer 2011 nicht unmittelbar nach Wiedereinsetzen des Abflusses erfolgte.

Die Problematik der Verockerung von Gewässern, einschließlich der gewässerökologischen Auswirkungen und möglicher Minderungsmaßnahmen, wurde bereits von verschiedenen Autoren beschrieben (KUNTZE 1978, ABELIOVICH 1985, PRANGE 2007). Allerdings gibt es kaum Informationen zum Phänomen des myzelgebundenen flockigen Ockertransports im Dränwasser und dessen Beitrag zur P-Belastung der Oberflächengewässer.

Die potenziell ausgetragene P-Fracht während des Zeitraumes des Extremabflusses, kalkuliert aus Stoffkonzentration und Abfluss, ergab bei Annahme gleichbleibender P-Konzentrationen der Ockerflocken von minimal  $0,057 \text{ mg}^* \text{l}^{-1}$  bzw. maximal  $0,158 \text{ mg}^* \text{l}^{-1}$  in Summe  $34 \text{ kg } P_t^* \text{ ha}^{-1}$  bzw.  $175 \text{ kg } P_t^* \text{ ha}^{-1}$ . Diese hohen  $P_t$ -Austräge übertreffen sowohl die bisher am Standort Dummerstorf ermittelten  $P_t$ -Austräge über Dränung ( $0,12 \text{ kg}^* \text{ ha}^{-1}$ ) als auch die flächenbezogenen P-Einträge in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns über Dränung ( $0,05$  bis  $> 0,25 \text{ kg}^* \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) (WENDLAND et al. 2015) um ein Vielfaches. Die Auswirkungen des Sommerhochwassers 2011 waren auch

an vielen Messstellen des landesweiten Monitorings in Mecklenburg-Vorpommern nachweisbar. Das Jahr 2011 lieferte die bisher höchsten flussbürtigen P-Frachten in die Küstengewässer des Landes. Diese waren mit 588 t nahezu doppelt so hoch wie das langjährige Mittel in Höhe von 289 t (LUNG 2013).

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse zur P-Belastung der Ockerflocken basieren auf einem Zufallsbefund aufgrund extremer Niederschlagsverhältnisse. Das massive Vorkommen von Ockerflocken im Dränwasser des nordostdeutschen Tieflandes stellt ein bisher nicht gekanntes Phänomen in der 10-jährigen Felduntersuchung am Standort Dummerstorf dar. Obwohl die vorgenommenen Kalkulationen nur einer groben Schätzung entsprechen, verdeutlichen sie das hohe Potenzial der Ockerflocken zum P-Austrag. Im fortführenden Monitoring sollen das Vorkommen von Ockerflocken im Dränwasser in Zeiträumen extremer Niederschläge geprüft, die stoffliche Zusammensetzung gemessen und in Abhängigkeit vom Abflussgeschehen bewertet werden. In dieser Weise können die Ergebnisse der Zufallsbeobachtung in einem erhöhten Probenumfang und längeren Messzeitraum validiert werden.

Als wichtige Steuergrößen für die P-Bioverfügbarkeit und den P-Austrag aus dem Boden gelten die Anwesenheit und das Zusammenwirken der Oxide, der amorphen und kristallinen Komplexe von Al, Fe und Ca sowie der organischen Substanz (SHARPLEY 2000). In der vorliegenden Studie lassen sich die hohen  $P_t$ -Konzentrationen von bis zu  $141 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  in den Proben OFS 1 bis 3 auf die P-Anreicherung in den Fe-(hydr)oxiden an der Oberfläche des flockenbildenden Myzels zurückführen. Das wird durch die engen Beziehungen zwischen den Konzentrationen an  $P_t$  und  $Fe_t$  und die mikroskopischen Untersuchungen der Ockerflocken belegt. Die flockenartige Struktur kann einen Einfluss auf das Sedimentationsverhalten der Flocken, die Verweildauer und somit auch die Bioverfügbarkeit der daran sorbierten Nährstoffe in der Wassersäule haben. Laut DROPPPO et al. (2005) zeichnen sich Flocken vor allem durch höhere Porosität (damit große Oberfläche), höheren Wassergehalt, geringere Dichte und geringere Sedimentationsgeschwindigkeit gegenüber sogenannten wasserstabilen Aggregaten aus. Derartige suspendierte Flocken können die Wasserqualität aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften und ihrer biologischen Aktivität entscheidend beeinflussen (DROPPPO et al. 1997). Dies gilt sowohl für den Transport und die Verteilung als auch die Nährstoff- und Schadstoffzufuhr für die gewässerbewohnenden Organismen (DROPPPO et al. 1997, PLACH et al. 2001). STEPANAUSKAS et al. (2002) stellen die hohe Bioverfügbarkeit von organisch gebundenem N und P im Wasser und deren Bedeutung für das Nahrungsnetz in der Ostsee heraus. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass Ockerflocken-gebundener P aufgrund des längeren Verbleibs der Flocken in der Wassersäule potenziell stärker zur Eutrophierung von Gewässern beitragen kann als ein schnell sedimentierende Bodenaggregate gebundener P. Da es sich um biogene Ockerflocken handelt, kann die Temperaturabhängigkeit ihrer Bildung vorausgesetzt werden. Daher wird die Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens im Dränwasser als sowohl niederschlags- als auch temperaturabhängig eingestuft.

## 5 Fazit

Die vorliegenden Ergebnisse verdeutlichen das hohe Potenzial der Dränung zum P-Transport und insbesondere die hohe Er-

eignisabhängigkeit der P-Konzentrationsmuster im Dränwasser. Extreme Niederschlagsereignisse im Sommer 2011 führten dazu, dass die zwischenzeitlich trockenengefallene Dränung wieder ansprang und P-reiche, vorrangig aus Pilzmyzel als Trägermaterial bestehende Ockerflocken ausgetragen wurden. Der P-Austrag über Ockerflocken war im Beobachtungszeitraum um ein Vielfaches höher als derjenige über den Dränabfluss und die sandigen Sedimente in normalen Wintern. Künftig sollte der Aspekt des Sedimentaustrages bei der Identifikation der P-Austragspfade und der Risikobewertung des Dränpfades zur Ableitung von Managementmaßnahmen zur Verhinderung/Verringerung der Eutrophierung der Gewässer stärker beachtet werden. Die Untersuchungen zur Erfassung der P-Konzentrationsdynamik und der P-Verteilungsmuster im Dränwasser sollten daher zeitlich hoch aufgelöst erfolgen und neben dem gelösten anorganischen P auch den Anteil des partikulären und des kolloidalen sowie ggf. des davon organisch gebundenen P umfassen.

## 6 Zusammenfassung

In Nordostdeutschland wurden im Sommer 2011 nach ungewöhnlich hohen Niederschlägen gelb-braune Ockerflocken mit dem Dränwasser ausgetragen. Zur Evaluation des Beitrages dieser Ockerflocken zum P-Austrag aus dem Boden wurden die Konzentrationen an Gesamt-P ( $P_t$ ) und an den Bindungspartnern (Fe, Al) sowie die Struktur der Ockerflocken analysiert. Zusätzlich wurden an sandigen Sedimenten des Winters 2011/12 die Gesamtkonzentrationen und die oxalat-extrahierbaren Konzentrationen dieser Stoffe bestimmt. Die Wasserproben mit Ockerflocken erwiesen sich als stark P-belastet (27 bis  $141 \text{ mg } P_t \cdot \text{l}^{-1}$ ). Aus einem Dränabfluss von 125 mm während der Starkniederschlagsperiode wurde ein minimaler P-Austrag von  $34 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  abgeschätzt. Die Ockerflocken bestanden vorwiegend aus mit Fe-(hydr)oxiden belegtem Pilzmyzel und ließen aufgrund der flockigen Struktur eine hohe P-Bioverfügbarkeit für die Organismengemeinschaft in den Gewässern erwarten. In den sandigen Sedimenten lag der Anteil aktiver Oxide bei 59 bis 94 %. Die  $P_t$ -Konzentrationen im Überstand der Sedimente variierten im Winter im Bereich von 3,3 bis  $20,0 \text{ mg } P_t \cdot \text{l}^{-1}$ . Die Untersuchung unterstreicht die Gefahr episodisch hoher P-Einträge nach Starkniederschlägen und verdeutlicht das Potenzial von Ockerflocken und Sedimenten im Dränsystem zur Eutrophierung angrenzender Fließgewässer. Beide Aspekte sollten künftig im Rahmen des Monitorings und bei der Auswahl von Maßnahmen zur P-Retention stärker beachtet werden.

## Conclusion and Outlook

In the summer of 2011, yellow-brownish ochre flocs were discharged with the drainage water following heavy rainstorms in Northeast-Germany. Concentrations of Al, Fe and P were evaluated as well as the structure of ochre flocs. Additionally, sandy sediment was analysed for total and oxalate extractable element concentrations in the following winter season. P concentration in ochre floc suspension ranged from 27 to  $141 \text{ mg } P \cdot \text{l}^{-1}$ . On the basis of a drainage discharge of 125 mm during the rainstorm period, a minimum P-discharge of  $34 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  was estimated. Ochre flocs were dominated by Fe and P sorbed to fungal mycelium. Due to the floc structure, a high bioavailability of nutrients is expected. In the sandy sediment, 59 to 94 % of the total Fe were active Fe oxides, while  $P_t$  concentrations ranged between 3.3 and  $20 \text{ mg } P \cdot \text{l}^{-1}$ . This analysis highlights the risk of episodically

high P inputs in the wake of storm events and the potential for increased eutrophication by ochre flocs and ochreous sediments from drainage systems. These aspects have to be considered more thoroughly by monitoring programmes and in the selection of measures for P retention.

### Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Förderung des Forschungsprojektes BonaRes, Projekt InnoSoilPhos (Nr. 031A558), dem Elektronenmikroskopischen Zentrum (EMZ) der Universität Rostock für die Unterstützung und den Gutachtern für die kritische Begutachtung des Manuskriptes sowie die konstruktiven Verbesserungsvorschläge.

### Anschriften der Verfasser:

Dr. P. Kahle

Universität Rostock

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät  
Professur Bodenphysik und Ressourcenschutz

Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock

petra.kahle@uni-rostock.de

Dr. D. Zimmer

PD. Dr. C. Baum

Universität Rostock

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät  
Professur für Bodenkunde

Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock

dana.zimmer@uni-rostock.de

christel.baum@uni-rostock.de

### Literaturverzeichnis

- ABELIOVICH, A. (1985): Avoiding ochre deposits in soil drainage pipes. – *Agricultural Water Management* 10, 327–334
- BAKER, J.L., K.L. CAMPBELL, H.P. JOHNSON & J.J. HANWAY (1975): Nitrate, phosphorus and sulphate in subsurface drainage water. – *Journal of Environmental Quality* 48 (3), 406–412
- BLANN, K.L., J.L. ANDERSON, G.R. SANDS & B. VONDRACEK (2009): Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems – a review. – *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39, 909–1001
- CHAPMAN, A.S., I.D.L. FOSTER, J.A. LEES, R.A. HODGKINSON & R.H. JACKSON (2003): Sediment and phosphorus delivery via land drains in England and Wales. A risk assessment using field and national databases. – *Soil Use and Management* 19, 347–355
- DANZ, M.E., S.R. CORSI, W.R. BROOKS & R.T. BANNERMAN (2013): Characterizing response of total suspended solids and total phosphorus loading to weather and watershed characteristics for rainfall and snowmelt events in agricultural watersheds. – *Journal of Hydrology* 507, 249–261
- DILS, R.M. & A.L. HEATHWAITE (1999): The controversial role of tile drainage in phosphorus export from agricultural land. – *Water Science and Technology* 39, 55–61
- DIN 19864-6 (1997): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau. Chemische Laboruntersuchungen. Teil 6, Bestimmung des Gehaltes an oxalatlöslichem Eisen. – Beuth-Verlag
- DJODJIC, F., B. ULÉN & L. BERGSTRÖM (2000): Temporal and spatial phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. – *Water Research* 34 (5), 1687–1695
- DOMSCH, K.H., W. GAMS & T.-H. ANDERSON (1980): *Compendium of Soil Fungi*. – Academic Press, London (Reprint 1993)
- DROPPO, I.G., K. NACKAERTS, D.E. WALLING & N. WILLIAMS (2005): Can flocs and waterstable soil aggregates be differentiated within fluvial systems? – *Catena* 60, 1–18
- DROPPO, I.G., G.G. LEPPARD, D.T. FLANIGAN & S.N. LISS (1997): The freshwater floc: a functional relationship of water and organic and inorganic floc constituents affecting suspended sediment properties. – *Water, Air and Soil Pollution* 99, 43–54
- FOHRER, N. & B. SCHMALZ (2012): Das UNESCO Ökohydrologie-Referenzprojekt Kielstau-Einzugsgebiet - nachhaltiges Wasserressourcenmanagement und Ausbildung im ländlichen Raum. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56 (4), 160–168; DOI: 10.5675/HyWa\_2012,4\_1
- GÄCHTER, R., J.M. NGATIAH & C. STAMM (1998): Transport of Phosphate from soil to surface waters by preferential flow. – *Environmental Science & Technology* 32 (13), 1865–1869
- GELBRECHT, J., H. LENGSELD, R. PÖTHIG & D. OPITZ (2005): Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. – *Journal of Hydrology* 304, 151–165
- GENTRY, L.E., M.B. DAVID, T.V. ROYER, C.A. MITCHELL & K.M. STARKS (2007): Phosphorus transport pathways to streams in tile-drained agricultural watersheds. – *Journal of Environmental Quality* 36, 408–415
- 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. TREPEL, 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; DOI: 10.5675/HyWa\_2012,1\_1
- KING, K.W., M.R. WILLIAMS, M.L. MACRAE, N.R. FAUSEY, J. FRANKENBERGER, D.R. SMITH, P.J.A. KLEINMAN & L.C. BROWN (2015): Phosphorus Transport in Agricultural Subsurface Drainage: A Review. – *Journal of Environmental Quality* 11, 467–485
- KJÆRGAARD, C., G.J. HECKRATH, E. CANGA, L. PUGLIESE & B.V. IVERSEN (2015): Drainage filter technologies to mitigate site-specific phosphorus losses in agricultural drainage discharge. – Abstract from ASA, CSSA and SSSA International Annual Meeting, Minneapolis, USA
- KUNTZE, H. (1978): *Verockerung – Diagnose und Therapie*. – Schriften des Kuratoriums für Wasser- und Kulturbauwesen, Heft 32, Parey Verlag, Hamburg und Berlin, 133 S.
- KOCH, F., A. KÜCHLER, D. MEHL & T.G. HOFFMANN (2010): Ermittlung von Art und Intensität künstlicher Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern. – In: Kaiser, K., J. Libra, B. Merz, O. Bens & R.F. Hüttl (Eds.): *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen*. – Scientific Technical Report 10/10. – Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam
- LAWA (2007): *Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenpapier, Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten*. – Hrsg. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
- LAWA (1998): *Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Chemische Gewässergüteklassifikation*. – Kulturbuchverlag Berlin GmbH. – Hrsg. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
- LEINWEBER, P., F. LÜNSMANN & K.-U. ECKARDT (1997): Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in northwest Germany. – *Soil Use Management* 13, 82–89

- LUNG (2013): Das Sommerhochwasser 2011 in Mecklenburg-Vorpommern. – Hrsg. Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Materialien zur Umwelt, Heft 2, 48 S
- MIEGEL, K., D. MEHL, G. MALITZ & H. ERTEL (2014): Ungewöhnliche Niederschlagsereignisse im Sommer 2011 in Mecklenburg-Vorpommern und ihre hydrologischen Folgen – Teil 1: Hydrometeorologische Bewertung des Geschehens. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 1, 18–28; DOI: 10.5675/HyWa\_2014,1\_2
- PAASONEN-KIVEKÄS, M. & H. KOIVUSALO (2006): Losses of sediment and phosphorus through subsurface drains in a clayey field in southern Finland. – NJF-Report 373 Tartu, 95–100
- PLACH, J.M., A.V.C. ELLIOTT, I.G. DROPPA & L.A. WARREN (2011): Physical and ecological controls on freshwater floc trace metal dynamics. – Environmental Science and Technology 45, 2157–2164
- PRANGE, H. (2007): Ochre pollution as an ecological problem in the aquatic environment: solution attempts from Denmark. – Hrsg. Edmund Siemers-Stiftung, Hamburg, 80 S.
- SCHWEDER, P., H.-E. KAPE & B. BOELCKE (2004): Düngung. Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis. Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung. – Hrsg. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin
- SHARPLEY, A.N. (2000): Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. – Ecological Engineering 5 (2–3), 261–279
- SHARPLEY, A.N., L. BERGSTRÖM, H. ARONSSON, M. BECHMANN, C.N. BOLSTER, K. BÖRLING, F. DJODJIC, H.P. JARVIE, O.F. SCHOUMANS, C. STAMM, K.S. TONDESKI, B. ULÉN, R. UUSITALO & P.J.A. WITHERS (2015): Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: research needs and direction. – Ambio 44 (Suppl. 2), 163–179
- SIMS, J.T., R.R. SIMARD & B.C. JOERN (1998): Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. – Journal of Environmental Quality 27, 277–293
- STENBERG, M., B. ULÉN, M. SÖDERSTRÖM, B. ROLAND, K. DELIN & C.A. HELANDER (2012): Tile drain losses of nitrogen and phosphorus from fields under integrated and organic crop rotations. A four-year study on a clay soil in southwest Sweden. – Science of the Total Environment 434, 79–89
- STEPANAUSKAS, R., N.O.G. JØRGENSEN, O.R. EIGAARD, A. ŽVIKAS, L.J. TRANVIK & L. LEONARDSON (2002): Summer inputs of riverine nutrients to the Baltic sea: Bioavailability and eutrophication relevance. – Ecological Monographs 72 (4), 579–597
- TIEMEYER, B., P. KAHLE & B. LENNARTZ (2009): Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany. – Agricultural Water Management 96, 677–690
- UBA (Umweltbundesamt) (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 2 Gewässergüte. – Hrsg. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Bonn
- VENDELBOE, A.L., P. MOLDRUP, G. HECKRATH, J. YAN & L.W. DE JONGE (2011): Colloid and phosphorus leaching from undisturbed soil core sampled along a natural clay gradient. – Soil Science 176, 399–406
- VIDON, P. & P.E. CUADRA (2011): Phosphorus dynamics in tile-drain flow during storms in the US Midwest. – Agricultural Water Management 98, 532–540
- WENDLAND, F., L. KELLER, P. KUHR, R. KUNKEL & B. TETZLAFF (2015): Regional differenzierte Quantifizierung in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos. – Forschungsbericht. Forschungszentrum Jülich
- ZIMMER, D., P. KAHLE & C. BAUM (2016): Loss of soil phosphorus by tile drains during storm events. – Agricultural Water Management 167, 21–28