

# **Erfolgskontrolle Schlammabbau – Laborversuche „Schlammbelüftung Herthateich“ und Feldversuche „Sömmerung Nobitzer Teich“**

Mit 19 Abbildungen und 6 Tabellen

ALEXANDER BOROWSKI

## **Abstract**

BOROWSKI, A. (2015): Control of success in pond mud reduction – laboratory aeration experiments of pond mud samples “Herthateich” and field experiments of pond bottom drying “Nobitzer Teich”.

Taking the ponds “Herthateich” and “Nobitzer Teich” as examples, laboratory (pond mud aeration) and field experiments (pond bottom drying) of pond mud decomposition are demonstrated. The results are analyzed and discussed in terms of water (pH, DO – dissolved oxygen, DOC – dissolved organic carbon) and soil parameters (sediment depth, LOI – loss on ignition, nitrogen content, C/N – carbon to nitrogen ration, solid density). In addition, formulas for describing the solid density and volume reduction of the pond mud are derived and compared to experimental results.

*Keywords:* pond mud decomposition, drying, aeration, C/N-ratio, density, “Haselbacher Teiche”

## **Kurzfassung**

An den Beispielen “Herthateich” und “Nobitzer Teich” werden Laborversuche und Feldversuche zum mikrobiologischen Schlammabbau durch Sömmern und Schlammbelüftung demonstriert. Die Ergebnisse werden anhand von Wasserwerten (pH-Wert, Sauerstoffgehalt, gelöster organischer Kohlenstoff) und Bodenparametern (Schlammtiefe, Glühverlust, Stickstoffgehalt, C/N-Verhältnis, Sedimentdichte) analysiert und diskutiert. Zusätzlich werden Formeln zur Beschreibung von Reindichte und Volumenabnahme des Schlammes hergeleitet und mit experimentellen Ergebnissen verglichen.

*Schlüsselwörter:* Schlammabbau, Sömmern, Belüftung, C/N-Verhältnis, Dichte, Haselbacher Teiche

## **1 Einleitung**

Als nährstoffreiche (eutrophe) Stillgewässer unterliegen die „Haselbacher Teiche“ einem natürlichen Alterungsprozeß, der Verlandung (POTT & REMY 2000; RITTERBUSCH et al. 2004), deren Verlauf nicht prinzipiell angehalten, aber durch etwaige Gegenmaßnahmen (BOROWSKI 2012) verzögert werden kann. Mit der Erhaltung und Entwicklung von Teichen eng verknüpft sind daher kurative und präventive Maßnahmen (SPIEKER & KOCH 1999) zur Verringerung des

Schlammvolumens und der Nährstoffzufuhr. Neben technischen Maßnahmen (SPIEKER 2002) wie Sedimentberäumung, Ufermahd und Entbuschung sowie biologischen Verfahren wie Fischbesatz (RITTERBUSCH 2004) und Uferbeweidung (HOFFMANN et al. 2010; KRAWCZYNSKI & ZEIGERT 2008) zählen dazu biotechnologische Verfahren (SPIEKER 2002, 1999; WETH 2010). Diese basieren auf dem Prinzip der Mineralisierung von Faulschlamm (SPIEKER 1999), d.h. dem bakteriellem Abbau organischer Substanz mit Hilfe von Luftsauerstoff.

Das vielleicht älteste, oft schon in Vergessenheit geratene Verfahren hierzu ist das "Sömmern" (BAUER & WISSING 2006; STREHLE 2003; TRAUTMANN 2008) von Teichen durch sommerliche (März–Oktober) Trockenlegung, dessen Ursprünge sich bis in die Karpfenteichwirtschaft (FÜLLNER et al. 2007; RITTERBUSCH 2004) des Mittelalters zurückverfolgen lassen (STREHLE 2003). Schätzungsweise noch bis in die 1950er-/1960er-Jahre gehörte die gleichzeitige Nutzung des fruchtbaren Teichbodens als Acker- oder Weidefläche zur Bewirtschaftungsform im "Ausnahmefall" sowohl in den "Haselbacher Teichen" (H. Heinrich 2012, Regis-Breitungen, mdl.) als auch den "Eschefelder Teichen" (B. Heinke 2013, Grimma, mdl.). Die "Sömmerung" der Haselbacher Teiche – im Sinne von "Sömmern" und "Beweidung" – wurde schließlich im Jahr 2013 als extensive Pflegemaßnahme zur Reduzierung des Schlammvolumens und zur Strukturierung von Ufer- und Schilfbereichen am Beispiel "Nobitzer Teich" wiederbelebt.

Ein zweites, modernes biotechnologisches Verfahren ist die künstliche Belüftung von Teichschlamm (SPIEKER 2002, 1999) im bespannten (wassergefüllten) Zustand, speziell die Schlammbelüftung nach dem Ausstömerprinzip, etwa dem DRAUSY-Verfahren (Druckausgleichendes Schlauch-System; WETH 2010; JÄHNIG 2009; HÖTZL 2001).

Beide Verfahren, Sömmerung in Großmaßstab und Schlammbelüftung im Labormaßstab, kamen im ENL-Projekt "Haselbacher Teiche" (Laufzeit: 01.10.2012–31.05.2015) zur Anwendung, während in den ENL-Parallelprojekten "Auwiesen Plottendorf" (Laufzeit: 01.08.2014–31.08.2015), "Revitalisierung Friebnitzer See" (Laufzeit: 15.06.2012–31.01.2014) oder "Haselbacher Teiche – Anlage von Kleingewässern" (Laufzeit 01.07.2014–31.07.2015) baulich/technische Maßnahmen (Sedimentberäumung) zur Gewässerwiederherstellung realisiert wurden.

## 2 Material und Methode

### 2.1 Laborversuche „Schlammbelüftung Herthateich“

Im Rahmen des Laborversuches "Schlammbelüftung Herthateich" wurde eine Feinbelüftung (WETH 2010; JÄHNIG 2009; HÖTZL 2001) von Teichschlamm mit Luftsauerstoff zur Förderung des aeroben Schlammabbaus (Mineralisierung) als biotechnologische Alternative zur Sedimentberäumung des Herthateiches anhand von Originalproben mit Schadstoffbelastung (MKW, Schwermetalle; siehe BAUMKÖTTER et al. 2015) im Labormaßstab getestet.

Zwei Mörtelkübel (Abb. 1), gefüllt mit je 30 kg Schlamm (Mischprobe) und 20 l Leitungswasser, wurden dazu 133 Tage lang über feinporige Belüftungsschläuche (Typ: Heilea AirCurtain; 120 cm) permanent (24 h/d) bzw. intermittierend (12 h/d) mit Druckluft (35 l/min) aus Kolbenhubpumpen (Typ: Osaga LK-35/ACO-208; 16 W) begast.

Im Zeitraum 17.06.2013–28.10.2013 wurden in den Behältern wöchentlich Schlamm-tiefen gemessen sowie pH-Wert, Temperatur und Sauerstoffgehalt des Wassers (DO – dissolved oxygen) mit einem Handmeßgerät (Typ: PCE PHD-1) bestimmt. Alle 14 Tage wurden den



**Abb. 1:** 60-Liter-Mörtelkübel mit Schlammfüllung und Sichtrohr für Belüftungsversuche 24 h/d (links) u. 12 h/d (rechts; Foto: A. Borowski).

Versuchsbehältern je 300 ml wässrige Schlammprobe (2/3 Schlamm, 1/3 Wasser) entnommen, beschriftet und zur späteren Bestimmung des Gehaltes an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC – dissolved organic carbon) durch ein Fremdlabor (Food GmbH Jena Analytik) tiefgefroren.

## 2.2 Feldversuche „Sömmerung Nobitzer Teich“

Ziel des Feldversuches „Sömmerung Nobitzer Teich“ war es, unter Freilandbedingungen mehrere Versuchsvarianten zum Schlammabbau zu testen, um daraus eine Vorzugsvariante auszuwählen. Im Vorfeld wurden die Versuche mit der Arbeitsgruppe Bioprozesstechnik (Prof. A. Zehnsdorf) des Helmholtzzentrums für Umweltforschung (UFZ) Leipzig sowie dem Referat für Fischerei (Dr. G. Füllner) des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (SMUL) abgestimmt. Im Zuge der Trockenlegung für die Maßnahme „Natursteinverblendung Ufermauer“ (BAUMKÖTTER et al. 2015) wurde auf der Schlammfläche des Nobitzer Teiches ein Holzsteg mit insgesamt sechs Versuchsfeldern zu je 5 m x 5 m (25 m<sup>2</sup>) angelegt. Aufbauend auf den Prinzipien „Kompostierung“ (BERTHOLD 2001; BERTOLDI 1983; DICKSON 1991; FRANKE 2008; GAPPA-LANGER 2002; RYNK 1992; STRUMPF 1967), „Wurzelraumkläranlage“ (WISSING 2002) und „Sedimentkonditionierung“ (ZEHNSDORF 2013, 2011, 2004; LÖSER 2005, 2002b) wurden darauf, in Referenz zu einem Kontrollfeld (KF), folgende Wirkungen auf den Schlammabbau (SA) untersucht:

Bodenbearbeitung (Umgraben) zur Bodenbelüftung (BB), Optimierung (Anhebung) des Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisses (CN) unter Einarbeitung von Weizen-Spelzen (1 kg/m<sup>2</sup>), Änderung des Mikroklimas (Temperatur, Feuchtigkeit) durch Folienabdeckung (FM=„Folienmiete“; STRUMPF 1967), Ausbildung einer Rhizosphäre (HINSINGER 2009; MEYSMAN 2013; TROLLDENIER 1996, 1995a, 1995b) durch Spontanvegetation (SV) sowie aerenchymatische Wurzelbelüftung mit Rohrglanzgras (PA=*Phalaris arundinacea*; LÖSER & ZEHNSDORF 2002a; ZEHNSDORF 2004).

Zur Suppression der Spontanvegetation wurden die o.g. Felder SA-KF, SA-BB mit Unkrautvlies (Typ: Masgard®; 80 g/m<sup>2</sup>), SA-FM mit Gewebeplane (Polypropylenfaser; 100 g/m<sup>2</sup>) abgedeckt, und mit Erdkern, später Sandsäcken (Leihgabe Agrargenossenschaft Dobitschen e.G.) befestigt. Wie die Aufnahmen vom 15.07.2013 und 30.07.2013 (Abb. 2) zeigen, hielt das Unkrautvlies der Witterung Mitte/Ende Juli nicht Stand, wurde entfernt und “Unkraut” manuell beseitigt. Das rasante Aufkommen von Spontanvegetation auf der Teichfläche im Zeitraum 15.07.2013–15.08.2013 (Abb. 2), besonders Weide (*Salix spec.*), führte schließlich zur Beweidung des Nobitzer Teiches (BAUMKÖTTER et al. 2015).

Über den Zeitraum 02.07.2013–05.11.2013 wurden den Versuchsfeldern aller zwei Wochen je fünf Bodenprofile pro Feld (gemäß “Augenzahl 5” eines Würfels) per Bodenprobennehmer/Pürckhauer (Abb. 3; Leihgabe Landhandelsgesellschaft Schmölln) entnommen, jedes Profil dreigeteilt, je Segment eine Mischprobe (300 ml) aus 5 Einzelproben zusammengestellt, beschriftet und zur späteren Bestimmung von Trockenmasse, Glühverlust (G), Gesamtstickstoff nach Kjeldahl (N) und Reindichte (Korndichte) durch ein Fremdlabor (Food GmbH Jena Analytik) tiefgefroren. Aus Gründen der Kostenersparnis und in der Annahme, dass der Abbau organischer Substanz mit wachsender Schlammtiefe langsamer voranschreite, wurden die obersten Segmente aller zwei, die mittleren Segmente durchschnittlich aller drei und die untersten Segmente nur aller sechs Wochen analysiert; entsprechend sind dafür weniger Messwerte vorhanden. Die Bodenprofile (Abb. 3) je der Versuchsfeldmitte wurden monatlich zur Ermittlung der Schlammtiefe vermessen. Am 17.03.2014 und 18.03.2014 wurde schließlich die Schlammtiefe des gesamten Nobitzer Teiches an über 220 Meßpunkten (Abb. 4) erfasst, um eine Profilkarte (Abb. 8) des Schlammkörpers zu erstellen.

Der für die Bildung des C/N-Verhältnisses in Abschnitt 3.2.2 und 4.2.2 erforderliche Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC – total organic carbon) wurde aus dem Glühverlust (G) mit Hilfe eines Korrekturfaktors von 0,58 (AVNIMELECH 2001; BOYD 1995; BRADY 1984) berechnet.

Hintergrund: Das C/N-Verhältnis ist ein grobes Maß für die mikrobiologische Abbaubarkeit einer organischen Substanz (SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL 2010). Bei der Kompostierung erfolgt der (aerobe) Abbau organischer Substanz bei C/N>24–25 unter Aufnahme mineralischer Stickstoffverbindungen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) aus dem Boden, bei C/N<24–25 unter Abgabe flüchtiger Stickstoffverbindungen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N<sub>2</sub>) in den Boden (BERTOLDI 1983). Die Biomasse der am Abbau beteiligten Mikroben hat ein C/N-Verhältnis von 8–10, vollständig mineralisierte Erde etwa 10–12 (BOYD 2009, BOYD 1995).

Unter Anwendung von Differentialrechnung (totales Differential) und Fehlerrechnung (relatives bzw. logarithmisches Differential) auf Funktionen zweier Variablen wurden schließlich Formeln für die Beschreibung der Veränderung sowie Bilanzierung des C/N-Verhältnisses (Kap. 4.2.2), der Schlammichte (Abb. 19) und des Schlammvolumens (Kap. 4.2.3) abgeleitet (PAPULA 1997, 1998; BRONSTEIN 2001).



(24.06.2013)



(04.07.2013)



(15.07.2013)



(30.07.2013)



(12.09.2013)



(04.11.2013)

**Abb. 2:** Übersicht der Versuchsfelder „Sömmerung Nobitzer Teich“ im Zeitraum 24.06.2013–04.11.2013 (Fotos: A.Borowski, D.Klaus).



**Abb. 3:** Repräsentative Bodenprofile der Versuchsflächen zum Feldversuch "Sömmerung Nobitzer Teich" (Datum: 15.07.2013 – oben, 12.09.2013 – Mitte, 04.11.2013 – unten; Fotos: A.Borowski, D.Klaus)

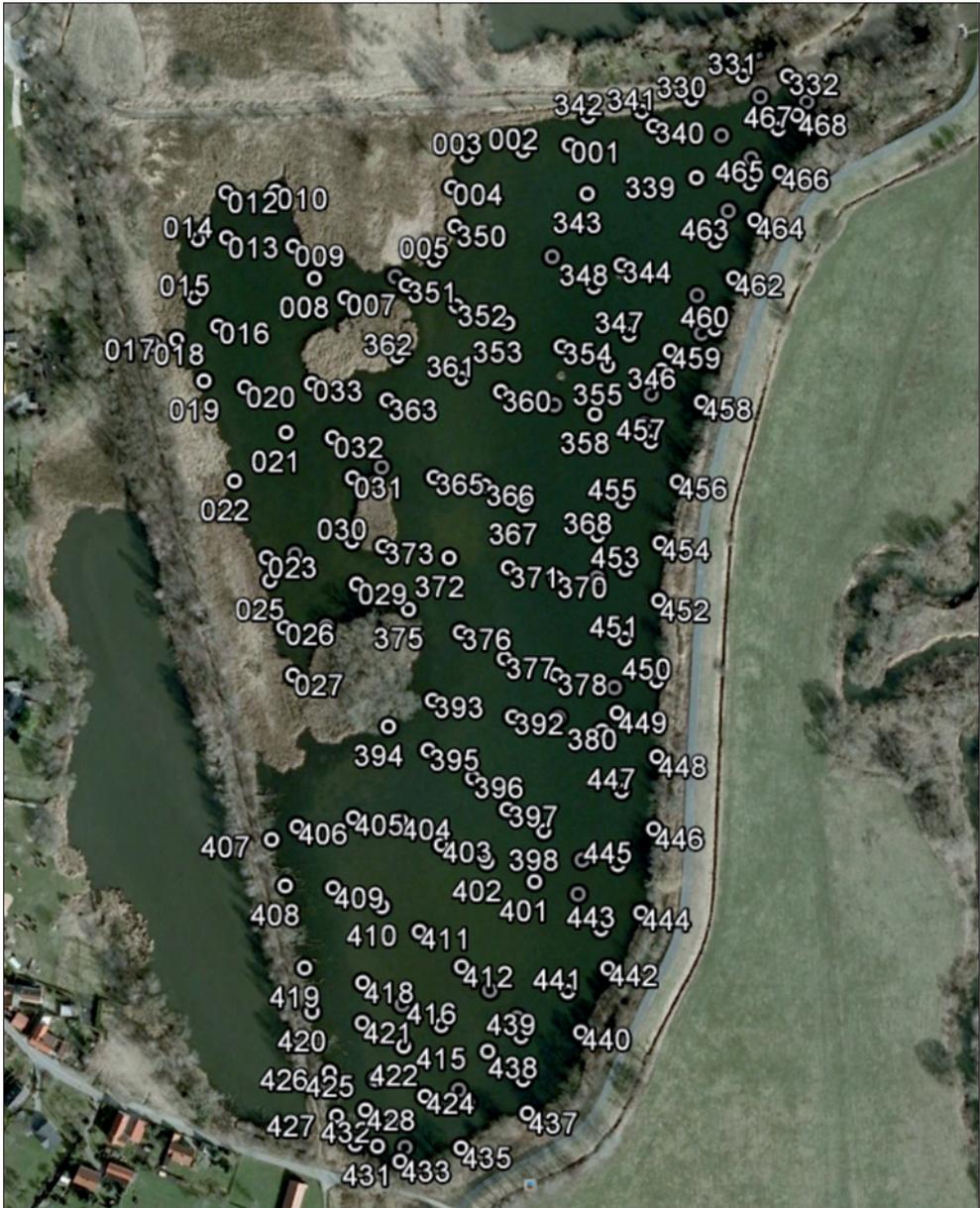


Abb. 4: Luftbild (Quelle: Geoproxy Thüringen) des Nobitzer Teiches mit rund 220 Meßpunkten Schlammtiefe.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Laborversuche „Schlammbelüftung Herthateich“

##### 3.1.1 Schlammiefen

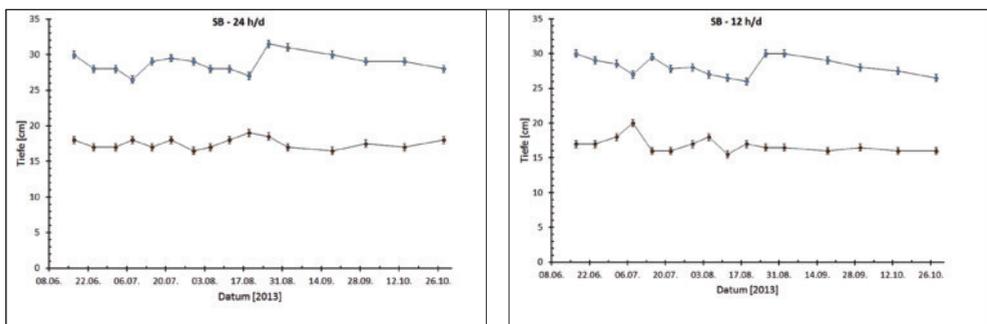
Abbildung 5 zeigt den Verlauf (Messwert  $\pm$  Messunsicherheit) von Gesamt- und Schlammtiefe in den Versuchsbehältern mit permanenter (24 h/d) und intermittierender (12 h/d) Schlammbelüftung (SB) bei einer Versuchsdauer von 133 Tagen.

In beiden Versuchsbehältern ist zunächst eine Abnahme des Wasserstandes durch Verdunstung – und ein Wiederanstieg nach Wiederauffüllung – erkennbar. Bei beiden Versuchen schwanken die Schlammiefen um einen Mittelwert von etwa 17 cm. Diese Schwankungen sind z.T. auf eine Bodenwölbung der Versuchsbehälter, z.T. auf eine Muldenbildung nach Probenentnahme, zurückzuführen; gelegentlich wurden die Versuchsbehälter daher umgerührt. Im Versuch SB-12 sticht am 08.07.2013 eine Zunahme der Schlammiefen durch Hohlräumbildung (Gasblasen) im Schlamm aus anaerober mikrobiologischer Aktivität hervor

##### 3.1.2 Wasserwerte u. DOC

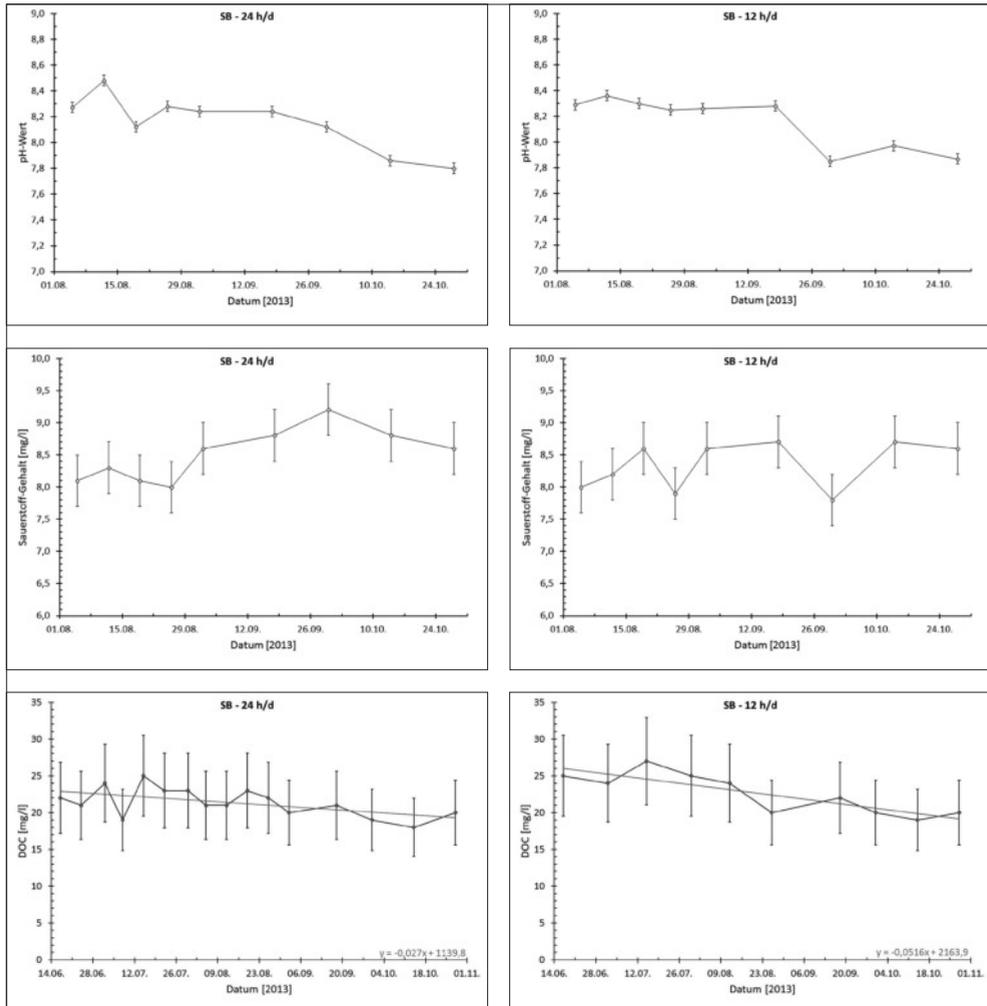
Abbildung 6 zeigt den Verlauf (Messwert  $\pm$  Messunsicherheit) des pH-Wertes, des Sauerstoff-Gehaltes (DO; mg/l) und des Gehaltes an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC; mg/l) in den Versuchsbehältern mit permanenter (24 h/d) und intermittierender (12 h/d) Schlammbelüftung (SB) über eine Versuchsdauer von 133 Tagen.

Generell zeigen Wasserwerte und DOC bei beiden Versuchen einen ähnlichen Verlauf. Der pH-Wert schwankt zwischen 8,5 und 7,8, liegt damit im leicht basischen Bereich. Als Zeichen allgemeiner mikrobiologischer Stoffwechselaktivität nimmt er im Versuchsverlauf tendenziell ab. Mit Werten zwischen 8 mg/l und 9 mg/l entspricht der Sauerstoffgehalt des Wassers praktisch dem Sättigungswert bei gegebener Temperatur ( $T=19\pm 3^{\circ}\text{C}$ ) und wird auch bei intermittierender Belüftung erreicht. Als Anzeichen erhöhter mikrobiologischer Stoffwechselaktivität korreliert der Abfall des pH-Wertes in SB-12 am 30.09.2013 mit einem gleichzeitigen Abfall des Sauerstoffgehaltes.



**Abb. 5:** Verlauf (Messwert  $\pm$  Messunsicherheit) von Gesamt- (obere Kurve) u. Schlammiefen (untere Kurve) in den Versuchsbehältern mit kontinuierlicher (24 h/d; links) bzw. intermittierender (12 h/d; rechts) Schlammbelüftung (SB).

Mit DOC-Gehalten zwischen 20 mg/l und 25 mg/l entspricht der Wasseranteil des Schlammes dem Typ "Sumpf". Innerhalb der Versuchsdauer von 133 Tagen nehmen die DOC-Konzentrationen durch mikrobiellen Abbau insgesamt um 3,6 mg/l in Versuch SB-24 und um 5,9 mg/l in Versuch SB-12 ab. Die geringen, täglichen Abbauraten von 0,03 mg/l in SB-24 und 0,05 mg/l in SB-12 lassen auf eine schwere Abbaubarkeit der spezifischen Schadstoffe – langkettige Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) aus der Teerverarbeitung (Schweröl) mit schlechter Wasserlöslichkeit – schließen. Interessanterweise sind jedoch Abbaurate und Gesamtabnahme des DOC bei intermittierender Belüftung fast doppelt so groß wie bei permanenter Belüftung. Höchstwahrscheinlich laufen hier sowohl aerobe Prozesse während der Belüftungsphase als auch (fakultativ) anaerobe Prozesse während der Belüftungspause ab.



**Abb. 6:** Verlauf (Messwert ± Messunsicherheit) des pH-Wertes (oben), Sauerstoff-Gehaltes (mg/l; Mitte) u. Abnahme des Gehaltes an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC; mg/l; unten) mit Trendlinie in den Versuchsbehältern zur permanenten (24 h/d; links) u. intermittierenden (12 h/d; rechts) Schlammbelüftung (SB).

## 3.2. Feldversuche “Sömmerung Nobitzer Teich”

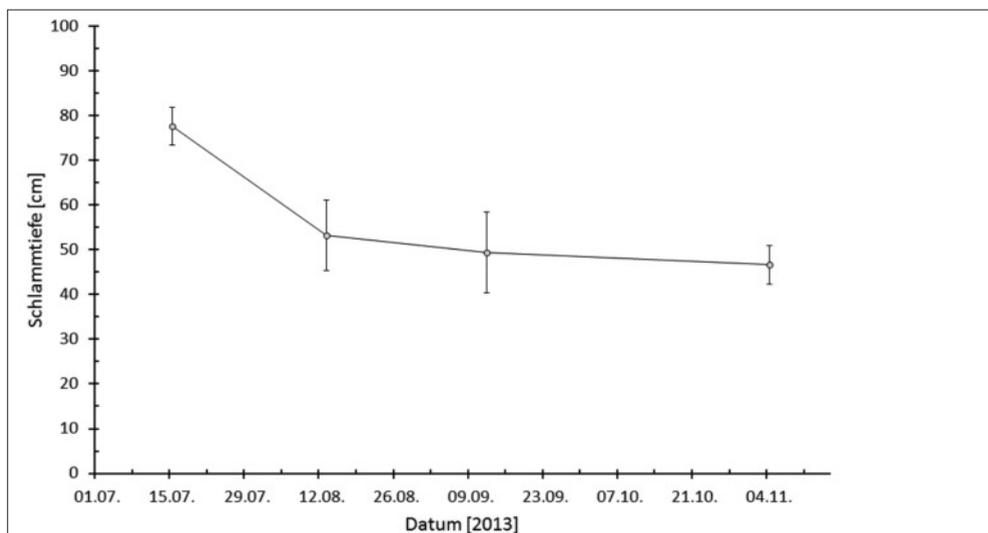
### 3.2.1 Schlammtiefen

Tabelle 1, dargestellt in Abb. 7, zeigt die Entwicklung der Schlammtiefe auf den Versuchsfeldern zur „Sömmerung Nobitzer Teich“ über den Zeitraum 15.07.2013–04.11.2013.

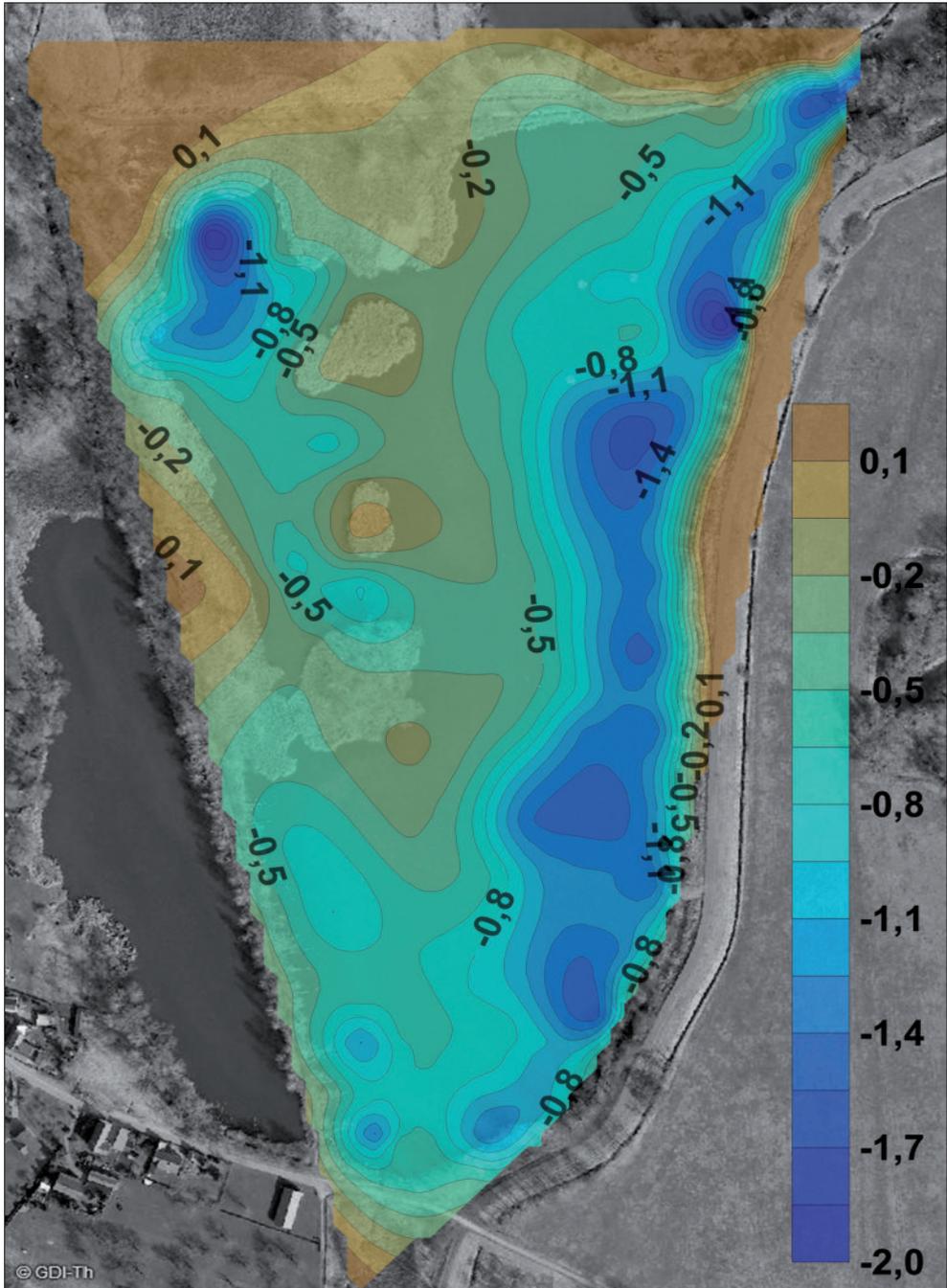
Danach nimmt die durchschnittliche Schlammtiefe vom 15.07.2013–13.08.2013 von 77,5 cm auf 53,2 cm um 24,3 cm (31,4 %), vom 13.08.2013–12.09.2013 von 53,2 cm auf 49,3 cm um weitere 3,9 cm (5,0 %) und vom 12.09.2013–04.11.2013 von 49,3 cm auf 46,7 cm nochmals um weitere 2,6 cm (3,4 %) ab. Insgesamt beträgt die Abnahme der Schlammtiefe damit rund 40 % bezogen auf eine mittlere Ausgangstiefe von rund 78 cm. Schätzungsweise 2/3 des anfänglichen Rückgangs vom 15.07.2013–13.08.2013 lassen sich dabei auf einen Trocknungsverlust von etwa 20 % während der “Hundstage” (23.07–23.08.) zurückführen. Abzüglich des reinen Wasseranteils bewegt sich die tatsächliche Abnahme der Schlammtiefe (nach Wiederbespannung) in einer Größenordnung von ebenfalls 20 % bzw. 15–16 cm

**Tab. 1:** Entwicklung der Schlammtiefe auf den Versuchsfeldern zur „Sömmerung Nobitzer Teich“ über den Zeitraum 15.07.2013–04.11.2013.

Datum Probe	15.07.2013	13.08.2013	12.09.2013	04.11.2013
	<b>Schlammtiefe [cm]</b>			
1	72	46	47	41
2	81	47	57	51
3	73	51	61	43
4	77	65	41	47
5	80	57	52	46
6	82	-	38	52
<b>Mittelwert ± Standardabw.</b>	<b>77,5 ± 4,2</b>	<b>53,2 ± 7,9</b>	<b>49,3 ± 9,0</b>	<b>46,7 ± 4,3</b>



**Abb. 7:** Abnahme der Schlammtiefe (Mittelwert ± Standardabweichung) auf den Versuchsfeldern zur „Sömmerung Nobitzer Teich“ im Zeitraum 15.07.2013–04.11.2013.



**Abb. 8:** Luftbild Nobitzer Teich (Quelle: Geoproxy Thüringen) mit Profilkarte des Schlammkörpers nach der Sömmierung (Datum: 18.03.2014).

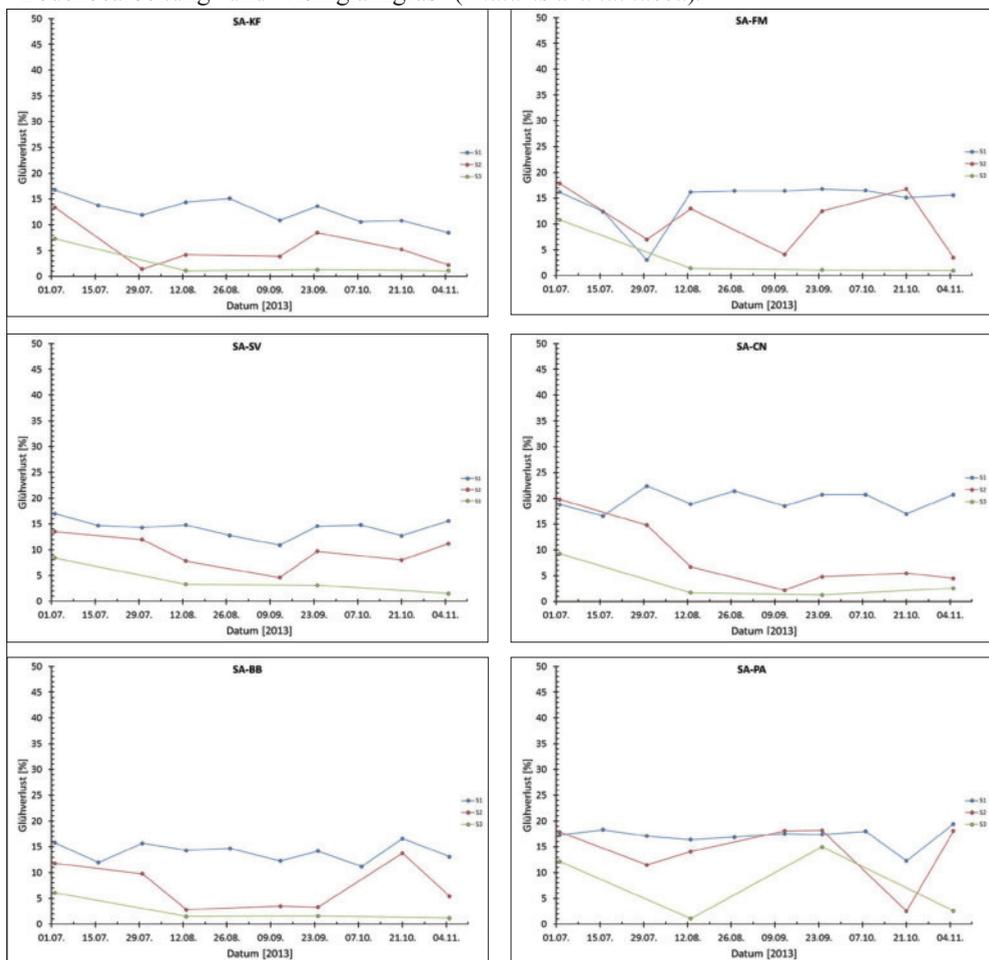
Das Ergebnis der Interpolation (221 Punkte) der Schlammthiefen des gesamten Nobitzer Teiches ist in Abb. 8 und Tab. 2 dargestellt. Nach der Sömmierung betrug die Schlammthiefe durchschnittlich 46 cm und das Sedimentvolumen etwa 76.400 m<sup>3</sup> bei einer Gesamtfläche von rund 12 ha.

**Tab. 2:** Resultate der Gitterinterpolation (221 Punkte, Minimum-Curvatur-Methode) des Schlammkörpers Nobitzer Teich (Abb. 8) nach der Sömmerung.

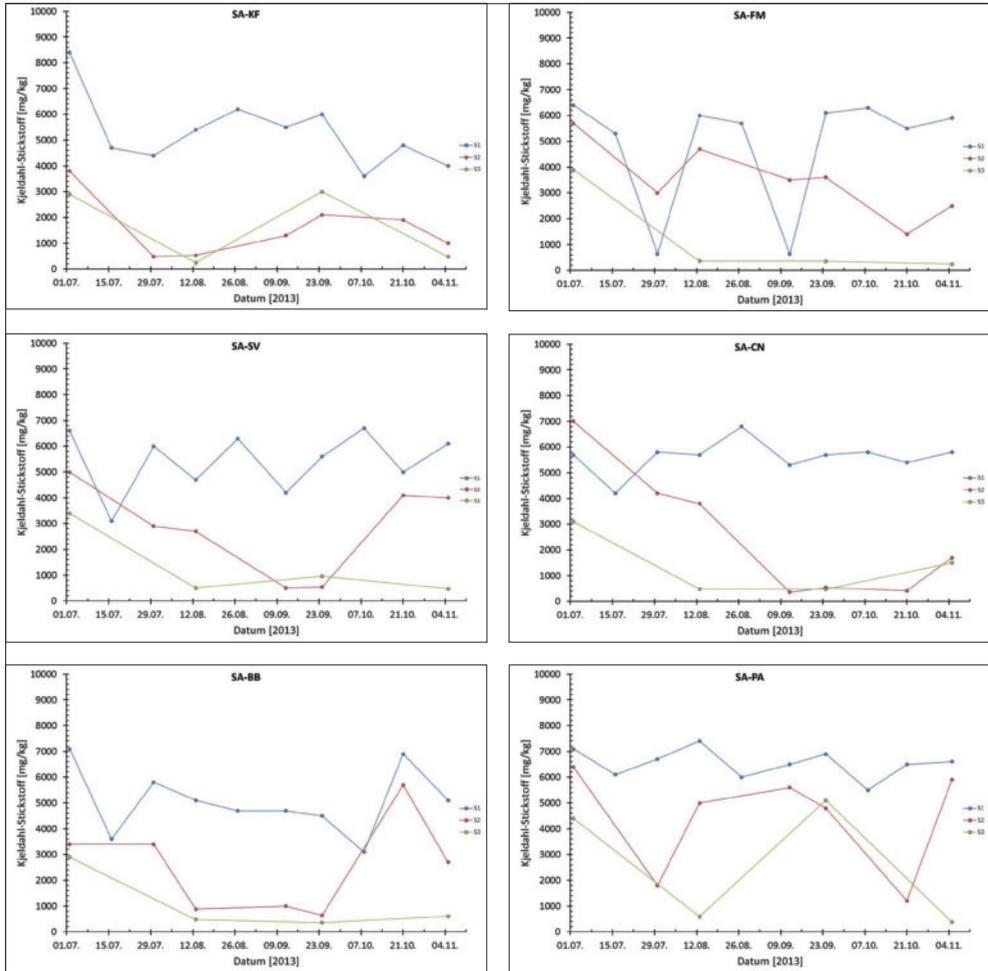
Größe	Wert
Planfläche (eben)	123.103 m <sup>2</sup> (12,3 ha)
Oberfläche (gekrümmt)	123.144 m <sup>2</sup> (12,3 ha)
Volumen	76.377 m <sup>3</sup>
Schlammtiefe (Mittelwert)	45,95 cm

### 3.2.2 Kohlenstoff-Stickstoff-Dynamik u. Bilanz

Die folgenden drei Abbildungen zeigen die segmentweise (S1–S3) Änderung des Glühverlustes (Abb. 9), Stickstoffgehaltes (Kjeldahl-Stickstoff; Abb. 10) und C/N-Verhältnisses (Abb. 11) auf den Versuchsfeldern “Kontrollfeld”, “Folienmiete”, “Spontanvegetation”, “Substratoptimierung”, “Bodenbearbeitung” und “Rohrglanzgras” (*Phalaris arundinacea*).

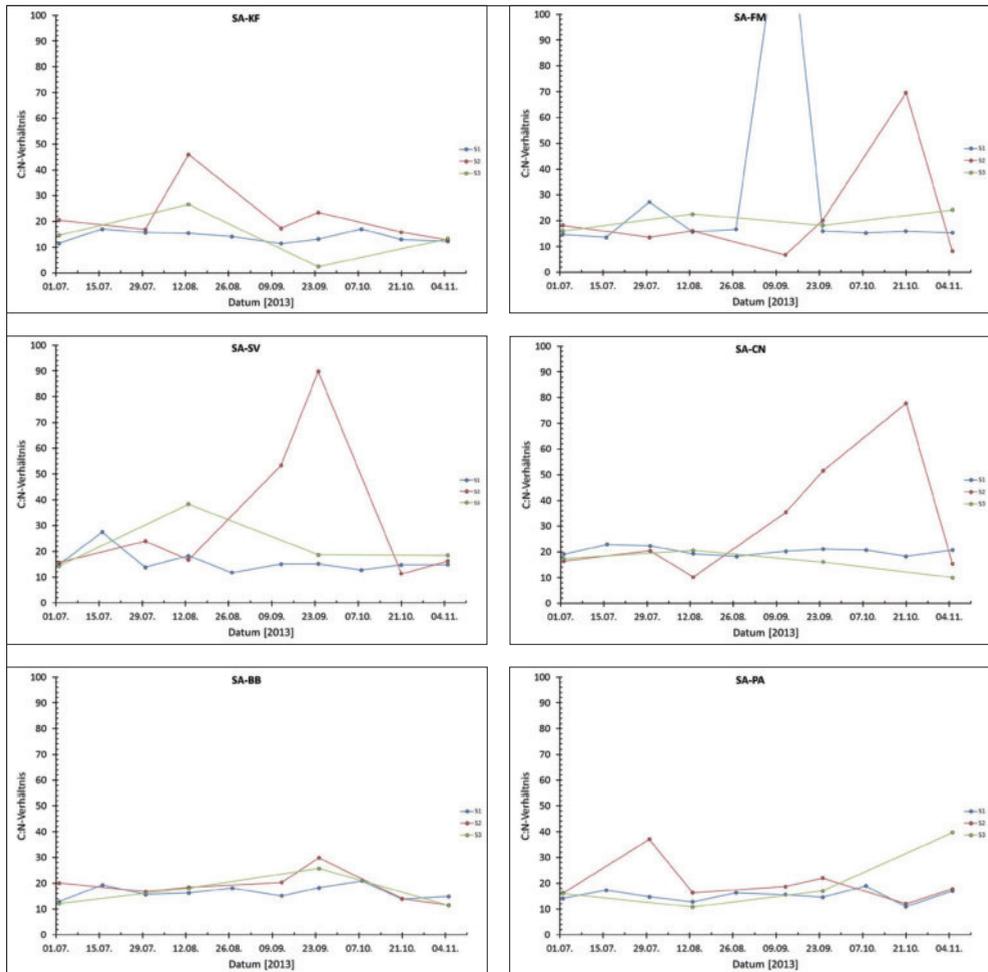


**Abb. 9:** Segmentweise (S1–S3) Änderung des Glühverlustes (%) auf den Versuchsfeldern zum Schlammabbau (SA) – Kontrollfeld (KF), Folienmiete (FM), Spontanvegetation (SV), Substratoptimierung (CN), Bodenbearbeitung (BB) u. Rohrglanzgras (PA – *Phalaris arundinacea*).



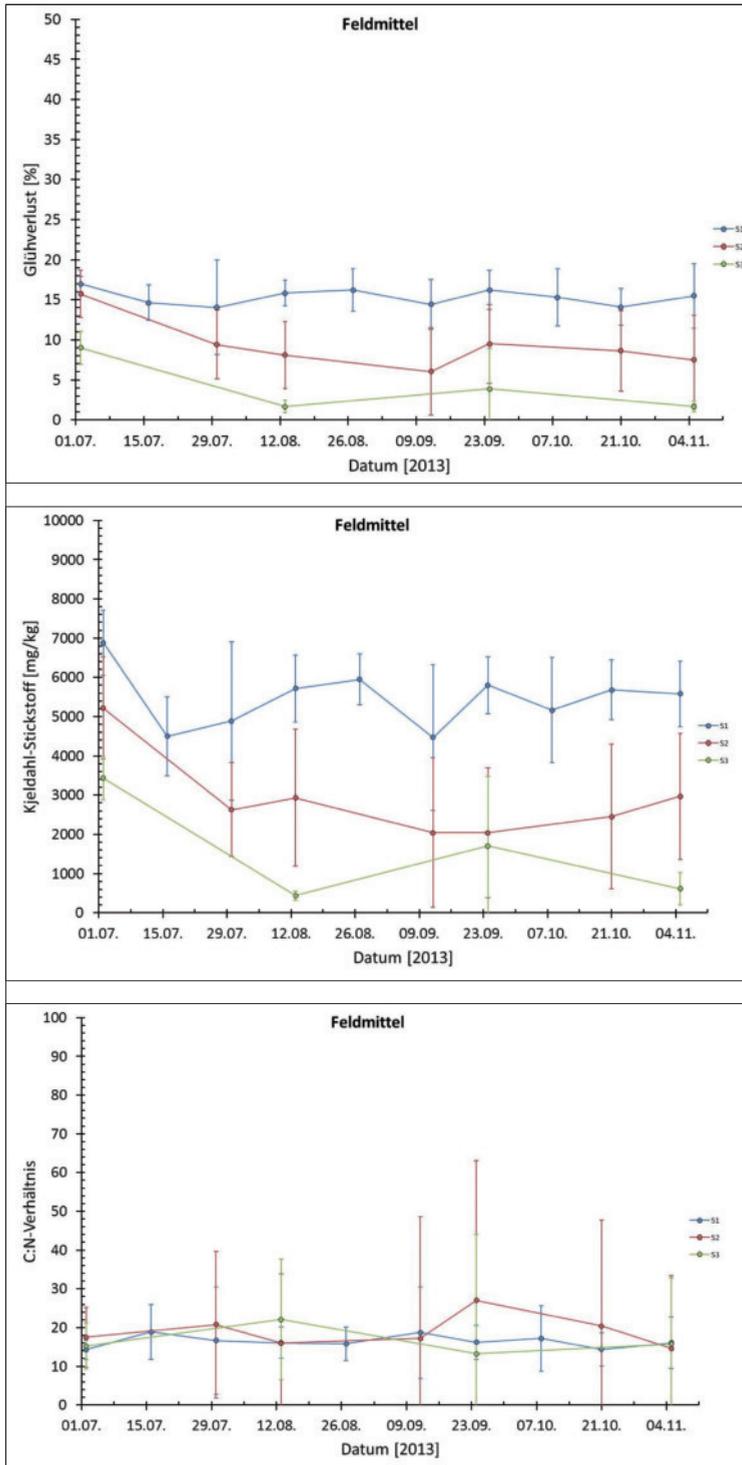
**Abb. 10:** Segmentweise (S1–S3) Änderung des Stickstoffgehaltes (Kjeldahl-Stickstoff; mg/kg) auf den Versuchsfeldern zum Schlammabbau (SA) – Kontrollfeld (KF), Folienmiete (FM), Spontanvegetation (SV), Substratoptimierung (CN), Bodenbearbeitung (BB) und Rohrglanzgras (PA – *Phalaris arundinacea*).

Qualitativ zeichnen sich Glühverluste (G) und Stickstoffgehalte (N) auf den Versuchsfeldern durch folgende Gemeinsamkeiten aus: Für die Anfangs- und Endwerte gilt  $G(S1) > G(S2) > G(S3)$  und  $N(S1) > N(S2) > N(S3)$ , d.h. mit zunehmender Schichttiefe nehmen Glühverlust und Stickstoffgehalt erwartungsgemäß ab, der Gehalt an organischer Substanz verringert sich. Für die Veränderung  $\Delta$  der Werte gilt  $\Delta G(S3) \geq \Delta G(S2) > \Delta G(S1)$  und  $\Delta N(S3) \geq \Delta N(S2) > \Delta N(S1)$ , d.h. die größte Kohlenstoff-Stickstoff-Dynamik findet im unteren Segment S3 statt, gefolgt vom mittleren Segment S2, die geringste im oberen Segment S1. Dieser Befund wird durch Absolutwert und Veränderung des C/N-Verhältnisses bestätigt; hier zeigt sich  $C/N(S2) > C/N(S3) > C/N(S1)$  u.  $\Delta C/N(S3) \geq \Delta C/N(S2) > \Delta C/N(S1)$ .



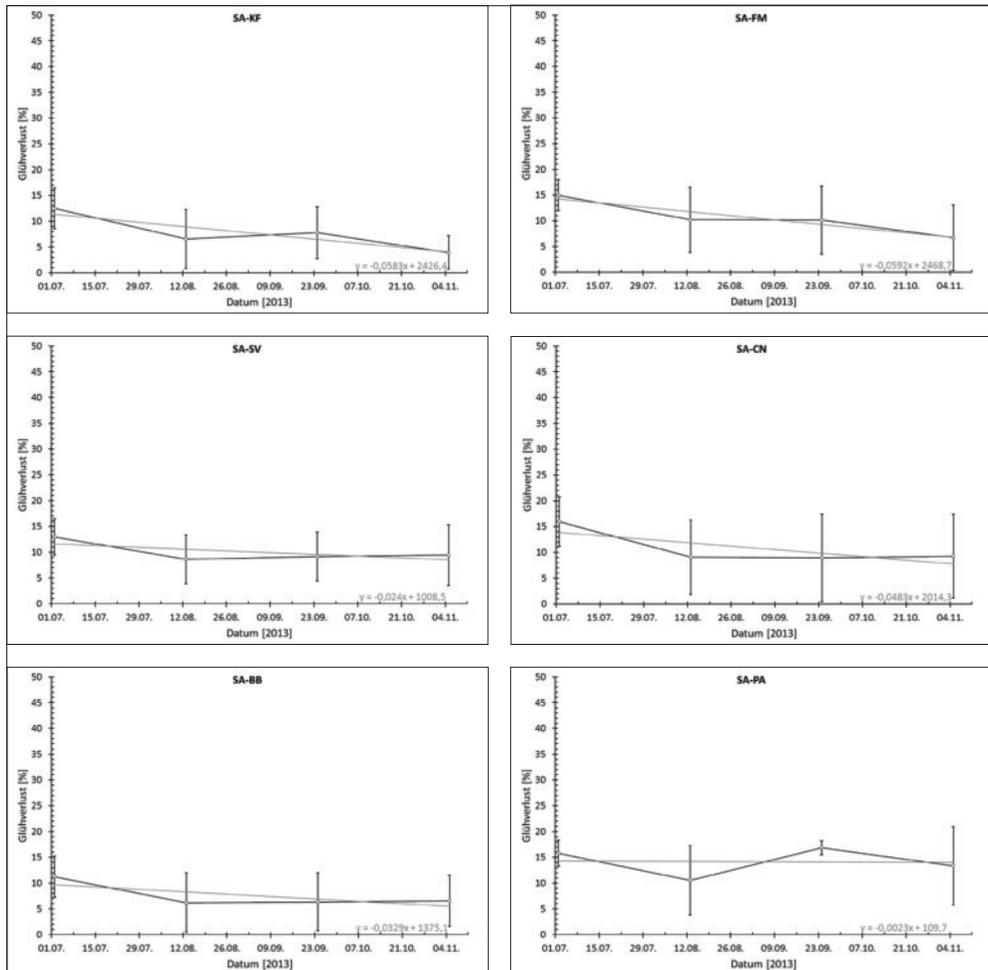
**Abb. 11:** Segmentweise (S1–S3) Änderung des Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnisses (C/N; dimensionslos) auf den Versuchsfeldern zum Schlammabbau (SA) – Kontrollfeld (KF), Folienmiete (FM), Spontanvegetation (SV), Substratoptimierung (CN), Bodenbearbeitung (BB) und Rohrglanzgras (PA – *Phalaris arundinacea*).

Etwaige „Ausreißer“ im C/N-Verhältnis resultieren aus kleinen Zahlenwerten des Nenners (Stickstoff) bei großen Zahlenwerten des Zählers (Kohlenstoff). Zur Fehlerkompensation von Ausreißern und etwaigen Überschneidungen von Bodenhorizonten innerhalb einer Mischprobe wurden Glühverluste, Stickstoffgehalte und C/N-Verhältnisse in Abb. 12 segmentweise als Feldmittelwerte zusammengefasst.

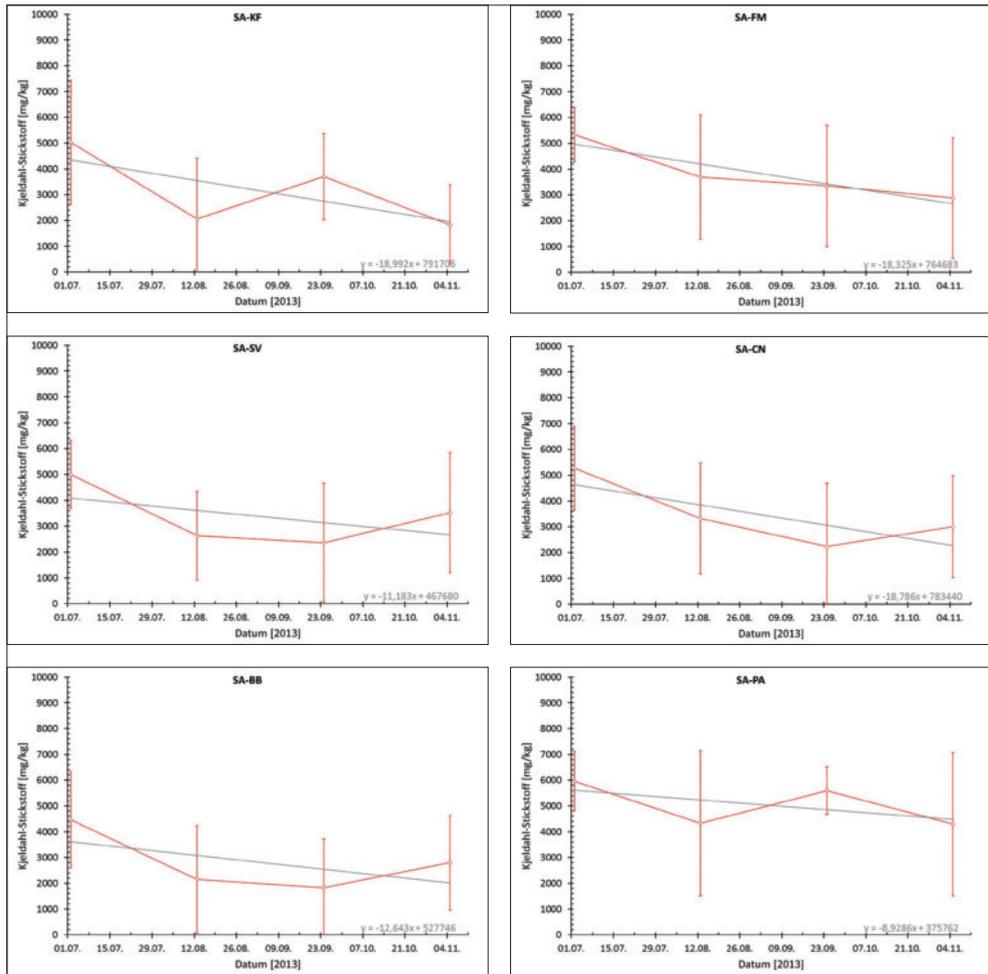


**Abb. 12:** Segmentweise (S1–S3) Änderung (Versuchsmittelwert ± Standardabweichung) des Glühverlustes (oben), Kjeldahl-Stickstoffs (Mitte) und Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnisses (C/N; unten).

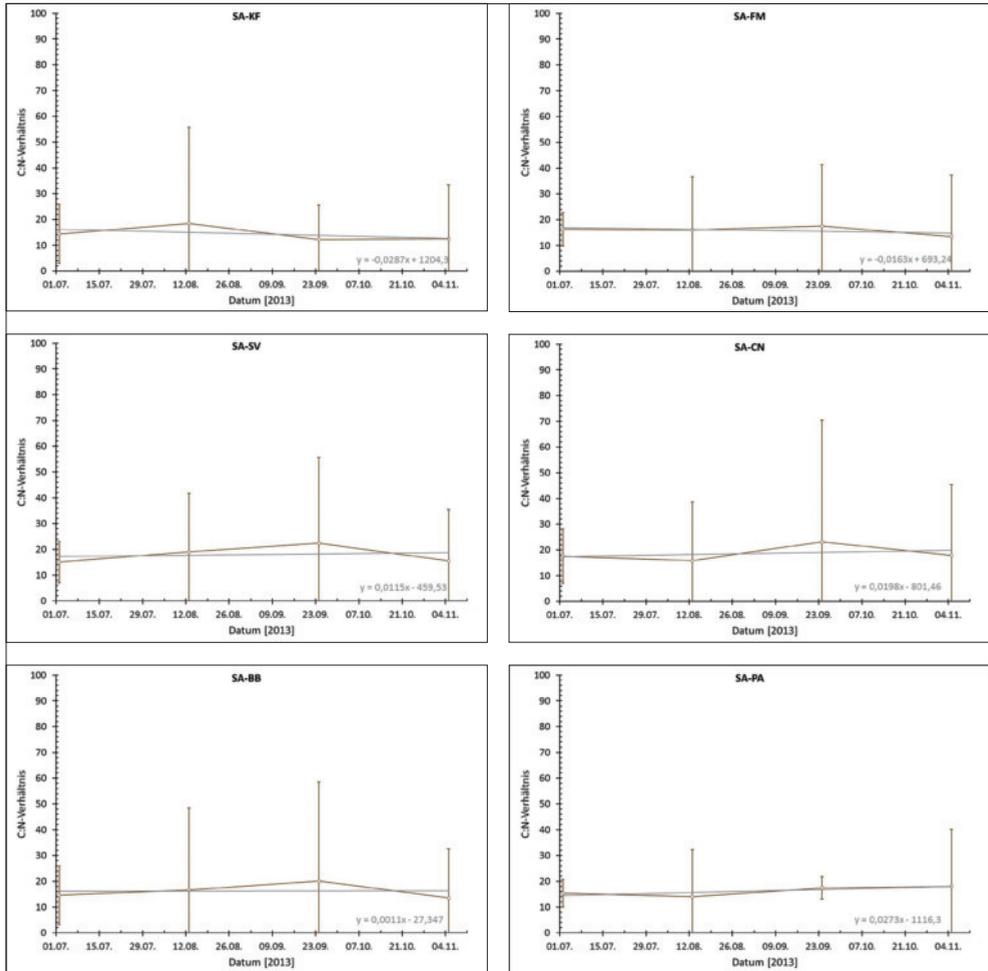
Um die Einzelversuche quantitativ beurteilen zu können, wurden aus den Glühverlusten (Abb. 9), Stickstoffgehalten (Abb. 10) und C/N-Verhältnissen (Abb. 11) der Segmente (S1–S3) außerdem feldweise Schichtmittelwerte gebildet und dazu lineare Trendgeraden ermittelt. Die Anstiege dieser Geraden entsprechen den linearen Abbauraten (Änderungen pro Tag) von Glühverlust (Abb. 13), Stickstoffgehalt (Abb. 14) und Kohlenstoff-/Stickstoffverhältnis (Abb. 15). Nach Multiplikation mit der Versuchsdauer von 126 Tagen kann daraus eine Gesamtbilanz für die einzelnen Versuchsfelder innerhalb des Versuchszeitraumes gezogen werden (Tab. 3).



**Abb. 13:** Mittlere Änderung (Schichtmittelwert  $\pm$  Standardabweichung) u. Trendgerade des Glühverlustes (%) auf den Versuchsfeldern zum Schlammabbau (SA) – Kontrollfeld (KF), Folienmiete (FM), Spontanvegetation (SV), Substratoptimierung (CN), Bodenbearbeitung (BB) u. Rohrglanzgras (PA – *Phalaris arundinacea*).



**Abb. 14:** Mittlere Änderung (Schichtmittelwert  $\pm$  Standardabweichung) u. Trendgerade des Stickstoffgehaltes (Kjeldahl-Stickstoff; mg/kg) auf den Versuchsfeldern zum Schlammabbau (SA) – Kontrollfeld (KF), Folienmiete (FM), Spontanvegetation (SV), Substratoptimierung (CN), Bodenbearbeitung (BB) u. Rohrglanzgras (PA – *Phalaris arundinacea*).



**Abb. 15:** Mittlere Änderung (Schichtmittelwert  $\pm$  Standardabweichung) u. Trendgerade des Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnisses (C/N; dimensionslos) auf den Versuchsfeldern zum Schlammabbau (SA) – Kontrollfeld (KF), Folienmiete (FM), Spontanvegetation (SV), Substratoptimierung (CN), Bodenbearbeitung (BB) u. Rohrglanzgras (PA – *Phalaris arundinacea*).

In Tabelle 3 sind die Anstiege der Trendlinien für Glühverlust (G) und Stickstoffgehalt (N) durchweg negativ; bei allen Versuchen findet also Abbau statt. Mit vergleichsweise kleinen Zahlenwerten ändert sich das C/N-Verhältnis im Durchschnitt kaum; in den Versuchen SA-FM („Folienmiete“) und SA-KF („Kontrollfeld“) nimmt es ab (Vorzeichen), in den anderen Versuchen zu. Sortiert nach dem Betrag der Gesamtabnahme von Glühverlust ( $\Delta G$ ) und Stickstoffgehalt ( $\Delta N$ ), ergibt sich aus Tab. 3 folgende Reihenfolge für die Versuchsfelder  $SA-FM \geq SA-KF > SA-CN > SA-BB > SA-SV > SA-PA$ . Am besten „schneiden“ damit die vegetationsfreien oder abgedeckten Versuchsfelder SA-FM („Folienmiete“), SA-KF („Kontrollfeld“) und SA-CN („Substratoptimierung“) ab, am schlechtesten das bepflanzen Versuchsfeld SA-PA („*Phalaris arundinacea*“). Je nach Versuchziel – hier der Abbau organischer Substanz bezogen auf die Hauptelemente Kohlenstoff und Stickstoff – kann die Bekämpfung oder der

Verbiss von Vegetation förderlich und eine gezielte Ansaat oder Anpflanzung sogar hinderlich sein, zumal über Pflanzenwurzeln zusätzlich Kohlenstoffverbindungen in den Boden (Schlamm) eintragen werden können. Vor dem Hintergrund eines vergleichsweise hohen technischen Aufwands für eine etwaige großflächige Bodenabdeckung, Bodenbearbeitung oder Vegetationsbekämpfung kommt dem Versuch „Spontanvegetation“ (SA-SV) dennoch einige Bedeutung zu; hier wurde der Teichboden ausschließlich sich selbst überlassen, zudem entstanden keine Zusatzkosten für Saatgut etc.

**Tab. 3:** Lineare Abbauraten ( $\Delta/\Delta t$ ) u. Gesamtänderung ( $\Delta$ ) des Glühverlustes (G), Stickstoff-Gehaltes (N) u. Kohlenstoff-/Stickstoff-Verhältnisses (CN) auf den Versuchsfeldern zum Schlammabbau (SA) – Kontrollfeld (KF), Folienmiete (FM), Spontanvegetation (SV), Substratoptimierung (CN), Bodenbearbeitung (BB) u. Rohrglanzgras (PA – *Phalaris arundinacea*) bei einer Versuchsdauer von 126 Tagen.

<b>Versuch</b>	$\Delta G/\Delta t$ [%/d]	$\Delta N/\Delta t$ [mg/kg/d]	$\Delta C:N/\Delta t$ [1/d]	$\Delta G$ [%]	$\Delta N$ [mg/kg]	$\Delta C:N$ [1]
SA-KF	-0,0583	-18,992	-0,0287	-7,3	-2393,0	-3,6
SA-SV	-0,0240	-11,183	0,0115	-3,0	-1409,1	1,4
SA-BB	-0,0329	-12,643	0,0011	-4,1	-1593,0	0,1
SA-PA	-0,0023	-8,929	0,0273	-0,3	-1125,0	3,4
SA-CN	-0,0483	-18,786	0,0189	-6,1	-2367,0	2,5
SA-FM	-0,0592	-18,325	-0,0163	-7,5	-2309,0	-2,1
<b>Mittelwert</b>	<b>-0,0375</b>	<b>-14,810</b>	<b>0,0025</b>	<b>-4,7</b>	<b>-1866,0</b>	<b>0,3</b>
<b>± Streuung</b>	<b>± 0,0203</b>	<b>± 4,043</b>	<b>± 0,0197</b>	<b>± 2,6</b>	<b>± 509,5</b>	<b>± 2,5</b>

### 3.2.3 Dichteänderung, Volumen- u. Massenbilanz

In Ergänzung zur Ermittlung von Schlammtiefe (Abb. 7) und Schlammprofil (Abb. 8) des Nobitzer Teiches wurden Formeln (Abb. 19) zur Berechnung der Dichte des Schlammes, ausgehend von Gewichtsanteilen an Wasser, anorganischer und organischer Substanz (Abb. 16), sowie zur Beschreibung der Volumenänderung des Schlammes, basierend auf Masse- und Dichteänderungen, hergeleitet.

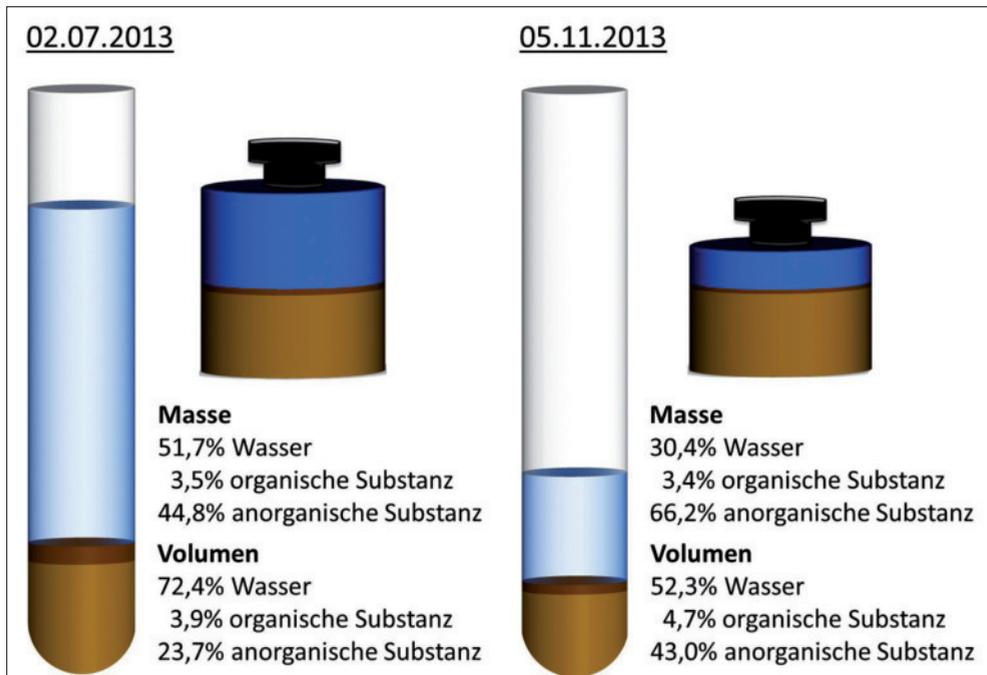
Tabelle 4 zeigt die Einzelwerte (S1–S3), Schichtmittelwerte ( $S_m$ ) und die Bilanz ( $\Delta$ ) der Gewichtsanteile ( $w$ ) des Schlammes an Wasser (W), anorganischer (A) und organischer (O) Substanz – berechnet aus Trockenmasse (TM) und Glühverlust (GV) – sowie die Veränderung der Dichte (Reindichte, Korndichte) von Trockensubstanz ( $q_s$ ) und Originalsubstanz ( $q$ ) des Schlammes zwischen Versuchsbeginn (02.07.2013) und Versuchsende (05.11.2013) auf dem Versuchsfeld SA-SV. Die relative Abnahme des Volumens ( $\Delta V/V$ ) berechnet sich aus den relativen Änderungen von Masse ( $\Delta m/m$ ) und Dichte ( $\Delta q/q$ ) des Schlammes nach der Herleitung (Abb. 19) im Anhang.

Mit zunehmender Sedimenttiefe S1–S3 nehmen Glühverlust (organische Substanz) und Wassergehalt des Schlammes zu Gunsten des Anteils an Trockensubstanz (anorganische Substanz) ab; gemessene und berechnete Dichten ( $q_s$ ) der Trockensubstanz (Rein-/Korndichten:  $q_A=2,65 \text{ g/cm}^3$ ,  $q_O=1,25 \text{ g/cm}^3$ ,  $q_W=1,0 \text{ g/cm}^3$ ; AVNIMELECH et al. 2001) stimmen sehr gut überein. Im Verlauf der Sömmerung nimmt die Gesamtdichte des Schlammes durch Veränderung der Gewichtsanteile ( $w$ ) an Wasser, anorganischer und organischer Substanz zu, die Gesamtmasse und das Gesamtvolumen ab. Wie Abb. 16 veranschaulicht,

überwiegt dabei die relative Abnahme des Volumens die relative Abnahme der Masse. Je nach Segment des Schlammes (Tab. 4) bewegen sich relative Volumenabnahme ( $\Delta V/V$ ) und relativer Masseverlust ( $\Delta m/m$ ) im Bereich von 46,8–72,3 % und 31,0–34,7 %; durchschnittlich betragen sie 56,1 % und 32,0 %. Die größte Volumen- und Massenänderung findet im untersten Abschnitt S3 statt; hier nimmt die Dichte des Schlammes unter Abnahme des Gehalts an organischer Substanz (Glühverlust) am stärksten zu.

**Tab. 4:** Einzelwerte (S1–S3), Schichtmittelwerte ( $S_m$ ) u. Bilanz ( $\Delta$ ) der Gewichtsanteile ( $w$ ) des Schlammes an Wasser (W), anorganischer (A) u. organischer (O) Substanz – berechnet aus Trockenmasse (TM) u. Glühverlust (GV) – sowie Dichten (Reindichte, Korndichte) der Trockensubstanz ( $q_s$ ) u. Originalsubstanz ( $q$ ) des Schlammes am 02.07.2013 (Versuchsanfang) u. 05.11.2013 (Versuchsende). Die relative Abnahme des Volumens ( $\Delta V/V$ ) berechnet sich aus den relativen Änderungen von Masse ( $\Delta m/m$ ) u. Dichte ( $\Delta \rho/q$ ) des Schlammes.

Datum	Parameter	Einheit	S1	S2	S3	$S_m$
02.07.2013	TM	%	40,8	46,1	58,0	48,3
	GV	%	17,0	13,5	8,4	13,0
	$w_w$	1	0,592	0,539	0,420	0,517
	$w_A$	1	0,368	0,425	0,552	0,448
	$w_o$	1	0,040	0,036	0,028	0,035
	$q_s$ exp.	g/cm <sup>3</sup>	2,380	2,420	2,510	2,437
	$q_s$ calc.	g/cm <sup>3</sup>	2,386	2,436	2,513	2,445
	$q$	g/cm <sup>3</sup>	1,310	1,371	1,536	1,406
04.11.2013	TM	%	58,6	65,1	85,2	69,6
	GV	%	15,6	11,2	1,5	9,4
	$w_w$	1	0,414	0,349	0,148	0,304
	$w_A$	1	0,533	0,609	0,845	0,662
	$w_o$	1	0,053	0,042	0,007	0,034
	$q_s$ exp.	g/cm <sup>3</sup>	2,390	2,470	2,620	2,493
	$q_s$ calc.	g/cm <sup>3</sup>	2,406	2,470	2,624	2,500
	$q$	g/cm <sup>3</sup>	1,517	1,632	2,113	1,754
Bilanz	$\Delta w_w$	1	-0,178	-0,190	-0,272	-0,213
	$\Delta w_A$	1	0,165	0,184	0,293	0,214
	$\Delta w_o$	1	0,013	0,006	-0,021	-0,001
	$\Delta V/V$	%	-46,8	-49,3	-72,3	-56,1
	$\Delta m/m$	%	-31,0	-30,2	-34,7	-32,0
	W	%	-30,6	-29,5	-32,2	-30,8
	A	%	0,0	0,0	0,0	0,0
	O	%	-0,4	-0,7	-2,3	-1,1
	$-\Delta \rho/q$	%	-15,8	-19,1	-37,6	-24,2
	W	%	-27,0	-31,0	-57,5	-38,5
	A	%	9,5	11,3	23,4	14,7
O	%	1,6	0,8	-3,5	-0,4	



**Abb. 16:** Veränderung von Volumen- u. Gewichtsteilen (Wasser, anorganische u. organische Substanz) des Schlammes während der „Sömmerung Nöbitzer Teich“ (02.07.2013–05.11.2013).

## 4 Diskussion

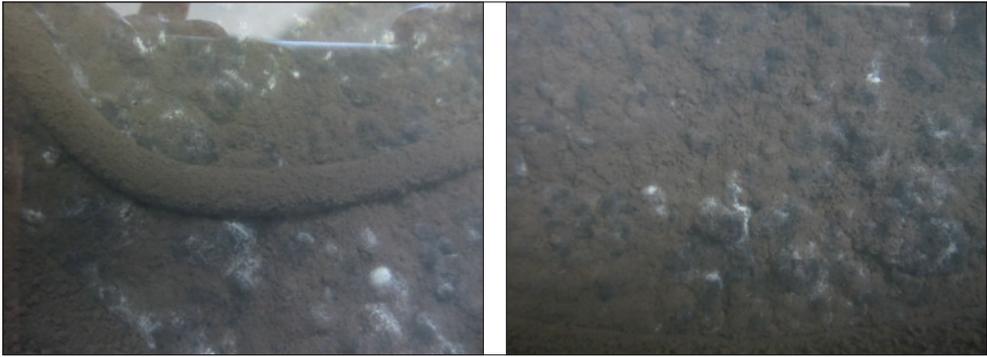
### 4.1 Laborversuche „Schlammbelüftung Herthateich“

#### 4.1.1 Schlammstiefen

Im Ergebnis der Schlammstiefenmessung zum Laborversuch „Schlammbelüftung Herthateich“ konnte, trotz nachweislicher mikrobiologischer Aktivität, keine signifikante Reduzierung des Schlammvolumens festgestellt werden. Die Abnahme der Schlammstiefe (Abb. 5) bewegt sich im Rahmen der Messunsicherheit von  $\pm 0,5$  cm und beträgt etwa 1/20 bzw. 5 %.

#### 4.1.2 Wasserwerte u. DOC

Qualitativ (Abb. 6) finden in der wässrigen Phase des Schlammes zwar mikrobiologische Abbauprozesse statt, quantitativ führt die Abnahme des DOC-Gehaltes um 20–25% ( $5,3 \pm 1,7$  mg/l gesamt;  $0,04 \pm 0,01$  mg/l pro Tag) insgesamt weder zu einer nennenswerten Verringerung der Kohlenwasserstoffe noch des Schlammvolumens. Auf Grund dieser Ergebnisse entfiel eine künstliche Schlammbelüftung mit Luftsauerstoff als biotechnologische Alternative zu einer konventionellen Sedimentberäumung am Herthateich.



**Abb. 17:** Klares Wasser mit Belebtschlammflocken (braun), Actinomyceten (weiß), Muschelkrebse und Tubifex im Versuchsbehälter mit intermittierender Belüftung (Datum: 01.11.2013; Fotos: A.Borowski).

Allerdings sprechen sowohl der klare Wasserkörper (Abb. 17) als auch das Vorkommen von Kleinlebewesen wie Muschelkrebse (Ostracoda) und Schlammröhrenwürmern (Tubifex tubifex) bei intermittierender Belüftung (SB-12) für eine Aufwertung des biologischen „Klimas“ – dank einer Periodisierung des Sauerstoffgehaltes entsprechend der Verhältnisse in einem natürlichen Gewässer mit Unterwasservegetation.

## 4.2 Feldversuche “Sömmerung Nobitzer Teich”

### 4.2.1 Schlammteufen

Die mittlere Schlammtiefe von rund 47 cm (Tab. 1) auf den Versuchsfeldern (Abb. 2) am Ende der Sömmerung (04.11.2013) stimmt sehr gut mit der interpolierten Schlammtiefe von rund 46 cm (Tab. 2) für den gesamten Nobitzer Teich (Abb. 8) überein; 6 Datenpunkte auf 150 m<sup>2</sup> Versuchfläche sind daher repräsentativ für den gesamten Nobitzer Teich (221 Datenpunkte) mit 12,3 ha Fläche.

Die Profilkarte (Abb. 8) des Nobitzer Teiches spiegelt sowohl die Lage der Ufer-, Damm-, Schilf- und Inselbereiche wider als auch den Verlauf der Restwasserrinne entlang des Westufers; Dateninterpolation und Beobachtung stimmen sehr gut überein. Die Vertiefungen am O-Ufer des Nobitzer Teiches deuten auf ehemalige Auskolkungen durch ein Fließgewässer hin und lassen sich möglicherweise mit der Entstehung der Haselbacher Teiche als Randsenkengewässer der Pleißeaue (JESSAT 2005) in Verbindung bringen.

### 4.2.2 Kohlenstoff-Stickstoff-Dynamik u. Bilanz

Bei der qualitativen (Abb. 12) und quantitativen (Tab. 3) Diskussion des C/N-Verhältnisses entscheidet die Veränderung  $\Delta C/N$ , welche Stickstoff-Transformationen (REDDY & PATRICK 1975, 1984) parallel zum Kohlenstoffabbau ablaufen; es gilt  $\Delta[C/N]=C/N \cdot (\Delta C/C - \Delta N/N)$  wie folgt:

1. Das C/N-Verhältnis steigt ( $\Delta[C/N]>0$ ), wenn die relative Abnahme  $\Delta N/N$  des Stickstoffgehaltes über die relative Abnahme  $\Delta C/C$  des Kohlenstoffgehaltes ( $|\Delta N/N| > |\Delta C/C|$ ) dominiert (Netto-Stickstoff-Mineralisierung), d.h. organische Substanz bei aerober Kohlenstoff-Oxidation (PATRICK 1975) unter begleitender Stickstoff-Zehrung

(Pflanzenwachstum, Bakterienwachstum), bei anaerober Kohlenstoff-Oxidation (Nitrat-Reduktion, Sulfat-Reduktion; JØRGENSEN 2000) unter gleichzeitigem Stickstoff-Verlust (Ammoniak, Distickstoffmonoxid, atmosphärischer Stickstoff), abgebaut wird. Charakteristisch dafür ist eine relativ starke Abnahme löslicher Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrat). Bezogen auf die Versuchsbilanz ist dies der Fall in den Versuchen „Spontanvegetation“ (SA-SV), „Rohrglanzgras“ (SA-PA) und „Substratoptimierung“ (SA-CN).

2. Das C/N-Verhältnis sinkt ( $\Delta[C/N] < 0$ ), wenn die relative Abnahme  $\Delta C/C$  des Kohlenstoffgehaltes über die relative Abnahme  $\Delta N/N$  des Stickstoffgehaltes ( $|\Delta C/C| > |\Delta N/N|$ ) dominiert (Netto-Kohlenstoff-Mineralisierung), d.h. organische Substanz bei aerober Kohlenstoff-Oxidation unter begleitender Ammonium-Oxidation (Nitrifikation; GERARDI 2002), bei anaerober Kohlenstoff-Oxidation unter begleitender Stickstoff-Anreicherung (Ammonifikation; GERARDI 2002), abgebaut wird. Charakteristisch dafür ist eine relativ schwache Abnahme löslicher Stickstoffverbindungen. Bezogen auf die Versuchsbilanz ist dies der Fall in den Versuchen „Folienmiete“ (SA-FM) und „Kontrollfeld“ (SA-KF).

3. Das C/N-Verhältnis bleibt konstant ( $\Delta[C/N] \approx 0$ ), wenn sich Kohlenstoff- und Stickstoff-Mineralisierung im Gleichgewicht befinden, d.h. organische Substanz weder unter Zehrung noch Anreicherung von Stickstoff abgebaut wird. In der Versuchsbilanz ist dies der Fall im Versuch „Bodenbearbeitung“ (SA-BB).

Wie sich am Einzelversuch „Spontanvegetation“ (SA-SV), der während der „Sömmerung Nobitzer Teich“ als repräsentativ für die gesamte Teichfläche gelten kann, konkret nachweisen lässt (Tab. 5), ist die absolute und relative Abnahme des Kohlenstoffgehaltes ( $\Delta C$ ,  $\Delta C/C$ ) in den Segmenten (S1–S3) und im Schichtmittel ( $S_m$ ) während der Sömmerung von einer absoluten und relativen Abnahme des Stickstoffgehaltes ( $\Delta N$ ,  $\Delta N/N$ ), speziell von gebundem Stickstoff (Gesamtstickstoff; N) und löslichem Stickstoff ( $N_l$ ), begleitet. In der oberen und mittleren Schlammschicht findet danach eine vollständige Transformation von Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff (Nitrifikation; GERARDI 2002) statt, d.h. neben der Mineralisierung von Kohlenstoff läuft die Oxidation von Ammonium-Stickstoff als aerober Konkurrenzprozess ab; in S1 und S2 ist damit ausreichend Sauerstoff vorhanden. Die größte Abnahme des Kohlenstoffgehaltes (absolut und relativ) ist allerdings in S3 zu verzeichnen, gefolgt von S2.

Dieser Befund lässt sich wie folgt erklären: Im oberen Segment S1 finden vorwiegend aerobe Prozesse statt, im unteren Segment S3 dagegen vorwiegend anaerobe Prozesse; im mittleren Segment S2 laufen höchstwahrscheinlich beide Prozesse ab. Zudem finden hier, je nach Wassergehalt, vertikale, auf- und abwärtsgerichtete Stofftransportvorgänge (lösliche Stickstoffverbindungen, feinputikuläre Kohlenstoffverbindungen; BAISDEN et al. 2002) zwischen S3 und S1 statt – durch Kapillarwirkung und Verdunstung einerseits, Drainage und Versickerung andererseits. Vor dem Hintergrund, dass der Zersetzungsgrad organischer Substanz mit der Sedimenttiefe und dem Schlammalter korreliert (BAISDEN et al. 2002), wird klar, warum die Abbauleistung im untersten Segment S3 größer ist als im obersten Segment S1.

**Tab. 5:** Einzelwerte (S1–S3), Bilanzen ( $\Delta$ ) u. Schichtmittelwerte ( $S_m$ ) von Kohlenstoffgehalt (C), Gesamtstickstoff (N; Kjeldahl-Stickstoff), C/N-Verhältnis u. gelösten Stickstoffverbindungen ( $N_i$ ; Ammonium-, Nitrit-, Nitrat-Stickstoff) samt der relativen Änderung  $\Delta C/C$ ,  $\Delta N/N$ ,  $\Delta N_i/N_i$  zwischen Anfang (02.07.2013) u. Ende (05.11.2013) der „Sömmerung Nobitzer Teich“ auf dem Versuchsfeld SA-SV.

Datum	Parameter	Einheit	S1	S2	S3	$S_m$
02.07.2014	C	[mg/kg]	98.600,0	78.300,0	48.720,0	75.206,7
	N	[mg/kg]	6.656,8	5.028,8	3.404,8	5.030,2
	C/N	[1]	14,8	15,6	14,3	14,9
	NH4-N	[mg/kg]	108,9	12,4	0,8	40,7
	NO2-N	[mg/kg]	48,7	11,9	0,3	20,3
	NO3-N	[mg/kg]	8,1	16,9	4,5	9,9
	$N_i$	[mg/kg]	165,7	41,2	5,6	70,9
05.11.2014	C	[mg/kg]	90.480,0	64.960,0	8.700,0	54.713,3
	N	[mg/kg]	6.204,2	4.040,9	472,6	3.572,6
	C/N	[1]	14,6	16,1	18,4	16,4
	NH4-N	[mg/kg]	0,8	0,8	0,8	0,8
	NO2-N	[mg/kg]	0,3	0,3	0,3	0,3
	NO3-N	[mg/kg]	103,9	40,6	2,3	48,9
	$N_i$	[mg/kg]	105,0	41,7	3,3	50,0
Bilanz	$\Delta C$	[mg/kg]	-8.120,0	-13.340,0	-40.020,0	-20.493,3
	$\Delta N$	[mg/kg]	-452,6	-987,9	-2.932,3	-1.457,6
	$\Delta C/N$	[1]	-0,23	0,51	4,10	1,46
	$\Delta C/C$	[1]	-0,08	-0,17	-0,82	-0,36
	$\Delta N/N$	[1]	-0,07	-0,20	-0,86	-0,38
	$\Delta N_i$	[mg/kg]	-60,8	0,5	-2,3	-20,8
	$\Delta N_i/N_i$	[1]	-0,37	0,01	-0,40	-0,25

#### 4.2.3 Dichteänderung, Volumen u. Massenbilanz

Tabelle 6 zeigt die Änderung des Gesamtvolumens und der Gesamtmasse des Schlammes während der Sömmerung des Nobitzer Teiches. Sie berechnet sich aus den Daten von Tab. 2 und Tab. 5 wie folgt: Aus dem interpolierten (221 Messpunkte) Schlammvolumen ( $76.377,3 \text{ m}^3$ ) des Nobitzer Teiches vom 18.03.2014 lässt sich – nach Multiplikation mit der mittleren Gesamtdichte ( $1,754 \text{ t/m}^3$ ) vom 05.11.2013 – die mittlere Gesamtmasse des Schlammes ( $133.986,5 \text{ t}$ ) zum 05.11.2013 berechnen. Über die einzelnen Gewichtsanteil vom 05.11.2013 kann daraus die mittlere Masse an Wasser ( $38.457,3 \text{ t}$ ), organischer ( $4.204,2 \text{ t}$ ) und anorganischer Substanz ( $91.325,0 \text{ t}$ ) zu Versuchsende bestimmt werden. Aus dem Verhältnis der Gewichtsanteile an anorganischer Substanz ( $w_A$ ) zwischen dem 02.07.2013 und dem 05.11.2013 – multipliziert mit der Gesamtmasse vom 05.11.2013 – lässt sich die Gesamtmasse ( $197.871,7 \text{ t}$ ) zum 02.07.2013 berechnen, und daraus wiederum die mittleren Masse an Wasser ( $99.818,5 \text{ t}$ ), organischer ( $6.728,1 \text{ t}$ ) und anorganischer Substanz ( $91.325,0 \text{ t}$ ) zu Versuchsanfang bestimmen. Über die mittlere Gesamtdichte ( $1,406 \text{ t/m}^3$ ) vom 02.07.2013 lässt sich aus der Gesamtmasse schließlich das Gesamtvolumen ( $139.787,2 \text{ m}^3$ ) zu Versuchsbeginn ermitteln. Aus den Massenbilanzen zwischen dem 05.11.2013 und dem 02.07.2013 können letztlich die Massenverluste an Wasser und organischer Substanz quantifiziert werden: Insgesamt nahm die Masse des Schlammes

während der Sömmerung um 63.885,1 t ab; darunter 61.361,2 t Wasser (Drainage, Verdunstung, Trocknung) und 2.524,0 t organische Substanz (mikrobieller Abbau).

Bezogen auf das Äquivalent an organischer Substanz entspricht die durch Mikroben abgebaute Masse von rund 2.500 t etwa 72.114 t (51.290 m<sup>3</sup>) baggerfähigem Schlamm (Wassergehalt 52 %, Dichte 1,4 t/m<sup>3</sup>), wie er zu Versuchsbeginn (Tab. 5) vorlag. Nach Auskünften der Firma Kern Straßen- und Tiefbau GmbH (S. Kern 2015, mdl.) fielen für dessen konventionelle Beräumung und Entsorgung (Aushub, Be-/Entladung, Transport, Verfüllung in eine Kiesgrube der Fa. Heim) bei rechnerischen Bruttokosten von 20 €/t (Mengenrabatt, Schadstoffklasse LAGA Z1.1) Gesamtkosten in Höhe von 1.440.000 € an! Im Vergleich zur Sömmerung wird dabei gleichzeitig 32.307 t (21.255 m<sup>3</sup>) anorganisches Sediment entfernt, jedoch erfordert der Abtransport per LKW (26 t Nutzlast, 12–14 m<sup>3</sup> Ladevolumen) rechnerisch je 2.800–3.700 Hin- und Rückfahrten, und damit einen enormen Kraftstoffverbrauch.

Gegenüber der konventionellen Sedimentberäumung stellt die Sömmerung eine kostengünstige (nur Sachkosten) und umweltverträgliche Methode zur Reduzierung des Schlammvolumens dar. Der Volumengewinn zwischen Anfang und Ende der Sömmerung des Nobitzer Teiches betrug rund 63.400 m<sup>3</sup> (Tab. 6) bzw. 45 % bezogen auf das Ausgangsvolumen von rund 140.000 m<sup>3</sup>. Er liegt damit im unteren Bereich (46,8–72,3%) von Tab. 5, während publizierte Literaturangaben von 60–70 % (BAUER & WISSING 2006; JÄHNIG 2009; SPIEKER & KOCH 1999) im oberen Bereich angesiedelt sind. Dem Volumengewinn aus Trocknung, Abbau, Verdichtung und Verfestigung des Sediments steht jedoch eine mögliche Wiedervernässung/Rückquellung von etwa 20 % (Trocknungsverlust; vgl. Abschnitt 3.1.1) nach Wiederbespannung gegenüber, wonach der effektive Volumengewinn im wiederbespannten Zustand etwa 25 % betragen dürfte. Abzüglich des reinen Wasserverlustes (30,8 %) ergibt sich aus dem mittleren Volumengewinn (56,1 %) nach Tab. 5 tatsächlich ein effektiver Volumengewinn von 25,3 % aus der Verdichtung des Sediments (24,2 %) und dem Verlust an organischer Substanz (1,1 %)!

Nach der allgemeinen Volumenformel  $V=A \cdot h$  setzt sich die relative Abnahme des Schlammvolumens ( $\Delta V/V$ ) aus einer relativen Abnahme der Schlammtiefe ( $\Delta h/h$ ) und einer relativen Schrumpfung (Rissbildung; GOEHRING et al. 2010, PERON et al. 2013) der Schlammfläche ( $\Delta A/A$ ) zusammen, d.h.  $\Delta V/V = \Delta h/h + \Delta A/A$ . Aus der Differenz der Volumenabnahme um  $\Delta V/V = 45\%$  und der Abnahme der Schlammtiefe (Tab. 1, Abb. 7) um  $\Delta h/h = 40\%$  ergibt sich eine relative Schrumpfung  $\Delta A/A$  der planaren Schlammfläche durch Rissbildung in der Größenordnung von mindestens 5 % (Abb. 18). Ursache ist ein hoher Feinkornanteil (Schluff) im Teichschlamm. Über die Rissebildung kann atmosphärischer Sauerstoff in tiefere Schlammbereiche vordringen und dort die Mineralisierung organischer Substanz fördern. So konnte im Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ die Sedimenttiefe (Sandboden) durch Sömmern um durchschnittlich 10 cm pro Jahr (G.Füllner 2013 mdl.) reduziert werden, hier (Auelehm-/Löblehmboden) um rund 30 cm (Abb. 7).

Schlußendlich lässt sich die stolze Abbauleistung von 2.500 t organischer Substanz auf 12 ha Gesamtfläche während der “Sömmerung Nobitzer Teich” auf das Zusammenspiel von Mikroben (“Sömmern”) und Karpaten-Büffeln (“Beweidung”) zurückführen. Die im Großversuch durchgeführte Beweidung des Teichbodens kann als Kombination der Einzelversuche SA-SV (Spontanvegetation=Futter), SA-BB (Bodenbearbeitung=Vertritt), SA-CN (C/N-Optimierung=vetretene Pflanzenteile u. Dung), SA-FM (Folienmiete=Liegeplätze) und SA-KF (Kontrollfeld=Totalverbiss) aufgefasst werden. Sie stellt damit eine effektive Variante zur Unterstützung des mikrobiologischen Schlammabbaus dar.

**Tab. 6:** Schichtmittel ( $S_m$ ) von Gesamtdichte ( $\rho$ ), Gesamtmasse ( $M$ ) u. Gesamtvolumen ( $V$ ) des Schlammes zu Versuchsbeginn (02.07.2013) u. Versuchsende (05.11.2013) der Sömmerung des Nobitzer Teiches, sowie Einzelmassen ( $m$ ), Gewichtsanteile ( $w$ ) u. Massenbilanzen ( $\Delta m$ ) bezogen auf Wasser ( $W$ ), anorganische ( $A$ ) u. organische ( $O$ ) Substanz.

Datum	Parameter	Einheit	Schichtmittel ( $S_m$ )
02.07.2013	$w_W$	[1]	0,517
	$w_A$	[1]	0,448
	$w_O$	[1]	0,035
	$\rho$	[t/m <sup>3</sup> ]	1,406
	<b>M</b>	[t]	<b>197.871,7</b>
	$m_W$	[t]	99.818,5
	$m_A$	[t]	91.325,0
05.11.2013	$m_O$	[t]	6.728,1
	<b>V</b>	[m <sup>3</sup> ]	<b>139.787,2</b>
	$w_W$	[1]	0,304
	$w_A$	[1]	0,662
	$w_O$	[1]	0,034
	$\rho$	[t/m <sup>3</sup> ]	1,754
	<b>M</b>	[t]	<b>133.986,5</b>
18.03.2014	$m_W$	[t]	38.457,3
	$m_A$	[t]	91.325,0
	$m_O$	[t]	4.204,2
	<b>V</b>	[m <sup>3</sup> ]	<b>76.377,3</b>
Bilanz	$\Delta V$	[m <sup>3</sup> ]	<b>-63.409,9</b>
	$\Delta M$	[t]	<b>-63.885,1</b>
	$\Delta m_W$	[t]	<b>-61.361,2</b>
	$\Delta m_A$	[t]	<b>0,0</b>
	$\Delta m_O$	[t]	<b>-2.524,0</b>



**Abb. 18:** Schlammrisse auf dem Nobitzer Teich (Datum: 24.06.2013, Foto: A.Borowski).

## 5 Dank

Für Beratung und Unterstützung rund um die Laborversuche „Schlammbelüftung Herthateich“ und Feldversuche „Sömmerung Nobitzer Teiche“ danke ich Herrn H.E. Hoffmann (Gera); Herrn Dr. G. Füllner (Königswartha); Herrn Prof. A. Zehndorf und Frau P. Hoffmann (Leipzig); Herrn Dr. U. Schlenker (Roßwein/Haßlau); Herrn N. Weth (Schweigen-Rechtenbach); Herrn R. Deutschmann (Nürnberg); Herrn L. Gebhardt und Herrn M. Harles (Ziegelheim); Frau U. Hoppe, Frau A. Winkler und Herrn V. Gehring (Schmölln); Frau G. Baumkötter, Frau Dr. E. Endtmann, Herrn F. Geelhaar, Herrn R. Hähnchen, Herrn M. Jessat, Herrn A. Kahnt, Herrn M. Stegemann und Herrn U. Widike (Altenburg); Herrn L. Berthold (Göhren); Herrn M. Funke (Jena); Herrn H. Staacke (Treben); Herrn D. Speck (Schmölln) und Herrn S. Fritsche (Dobitschen).

## 6 Literatur

- AVNIMELECH, Y.; RITVO, G.; MEIJER, L. & KOCHBA, M. (2001): Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. – *Aquacultural Engineering* **25**: 25–33.
- BAIDEN, W.; AMUNDSON, R.; BRENNER, D.; COOK, A.; KENDALL, C. & HARDEN, J. (2002): A multiisotope C and N modeling analysis of soil organic matter turnover and transport as a function of soil depth in a California annual grassland soil chronosequence. – *Global Biogeochemical Cycles* **16**(4): 82–108.
- BAUER, J. & WISSING, F. (2006): Sanierung eines Stadtweiher durch „Sömmern“. – *Stadt+Grün* **1/2006**: 58–59.
- BERTHOLD, L.; KRAUSE, O. & LIPPOLD, T. (2001): Kompostierung und Kompostverwertung in Thüringen. – Veröff. i.R.d. Vorträge zur Fachtagung Pflanzenproduktion, 3. Jahrestagung Thüringer Landwirtschaft, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- BERTOLDI, M. DE; VALLINI, G. & PERA, A. (1983): The Biology of Composting. A Review. – *Waste Management & Research* **1**: 157–176.
- BOROWSKI, A. (2012): Zur Makrophyten-Vegetation der Haselbacher Teiche (Thüringer Teil). – *Mauritiana (Altenburg)* **23**:282–303.
- BOYD, E. (2009): Carbon:Nitrogen Ratio Management. – *Global Aquaculture Advocate* **09-10/2009**: 82–84.
- BOYD, C. (1995): Bottom Soils, Sediments, and Pond Aquaculture. – Chapman & Hall Publishing, New York.
- BRADY, N. (1984): The Nature and Properties of Soils. – Macmillan Publishing, New York.
- BRONSTEIN, I.; SEMENDJAJEW, K.; MUSIOL, G. & MÜHLIG, H. (2001): Taschenbuch der Mathematik. – Harri Deutsch Verlag, Frankfurt.
- DICKSON, N; RICHARD, T. & KOZLOWSKI, R. (1991): Composting to Reduce the Waste Stream. A Guide to Small Scale Food and Yard Waste Composting. – Publ. NRAES-43, Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension. – Ithaca, New York.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica* **18**. – Erich Glotze Verlag, Göttingen.
- FÜLLNER, G.; PFEIFER, M.; & LANGNER, N. (2007): Karpfenteichwirtschaft: Bewirtschaftung von Karpfenteichen. Gute fachliche Praxis. – Veröff. d. Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft.
- FÜLLNER, G.; PFEIFER, M.; & LANGNER, N. (2000): Ordnungsgemäße Teichbewirtschaftung im Freistaat Sachsen. – Veröff. d. Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft.
- FRANKE, W. (2008): Kompost Spezial. – *kraut & rüben MAGAZIN* **3/2008**: 34–48.

- GAPPA-LANGER, H. (2002): Thüringer Kompostfibel. – Veröff. d. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU), Erfurt.
- GOEHRING, L.; CONROY, R.; AKHTER, A.; CLEGG, W. & ROUTH, A. (2010). Evolution of mud-crack patterns during repeated drying cycles. – *Soft Matter* **6** (15): 3562–3567.
- HINSINGER, P.; BENGOUGH, A.; VETTERLEIN, D. & YOUNG, I. (2009): Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. – *Plant Soil* **321**:117–152
- HÖTZL, H. & SCHNEIDER, T. (2001): Verhinderung der Geruchsbildung und Korrosion in Abwasserkanälen durch gezielte lineare Abwasserbehandlung mit dem DRAUSY-Schlauchsystem. – Veröff. d. Instituts f. Angewandte Geologie, Universität Karlsruhe.
- HOFFMANN, J.; KRAWCZYNSKI, R. & WAGNER, H.G. (2010): Wasserbüffel in der Landschaftspflege. – Lexxion Verlag, Berlin.
- JÄHNIG, A. (2009): Renaturierung Flamingoteich Ortsteil Schönefeld Flur 1, Flurstücke 446 und 445. Bericht zur Baudurchführung und ökologischen Bauüberwachung. 2.Phase – Biologische Teichentschlammung. – Veröff. d. Gemeinde Schönefeld, Bestensee.
- JESSAT, M. (2005): Die Haselbacher Teiche und ihre natürlichen Vorbilder. – *Altenburger Geschichts- und Hauskalender N.F.* **14** (Altenburg): 151–153.
- GERARDI, M. (2002): Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process. – John Wiley & Sons, New York.
- JØRGENSEN, B. (2000): Bacteria and marine biogeochemistry. – In: *Marine geochemistry*. – Springer Verlag, Berlin–Heidelberg.
- KRAWCZYNSKI, R. & ZEIGERT, H. (2008): Wasserbüffel als Landschaftspfleger. – *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **40**(5): 133–139.
- LÖSER, C.; ZEHNSDORF, A.; GÖRSCH, K. & SEIDEL, H. (2005): Bioleaching of Heavy Metal-Polluted Sediment: Kinetics of Leaching and Microbial Sulfur Oxidation. – *Engineering in Life Sciences* **6**: 535–549.
- LÖSER, C. & ZEHNSDORF, A. (2002a): Conditioning of Freshly Dredged Heavy Metal-Polluted Aquatic Sediment with Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea* L.). – *Acta Biotechnologica* **22** (1–2): 81–89.
- LÖSER, C.; ZEHNSDORF, A.; HOFFMANN, P. & SEIDEL, H. (2002b): Bioleaching von Gewässersedimenten. – *Umweltmagazin* **32** (3): 52–53.
- MEYSMAN, F.J.; GALAKTIONOV, O.; GLUD, R. & MIDDELBURG, J. (2010): Oxygen penetration around burrows and roots in aquatic sediments. – *Journal of Marine Research* **68**: 309–336.
- NICOLARDOT, B.; RECOUS, S. & MARY, B. (2001): Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. – *Plant and Soil* **228**: 83–103.
- OTTOW, J. (2011): Mikrobiologie von Böden. Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. – Springer Verlag, Berlin–Heidelberg.
- PAPULA, L. (1998): Mathematik für Ingenieure und Naturwissenschaftler Band 1. – Vieweg Verlag, Wiesbaden.
- PAPULA, L. (1997): Mathematik für Ingenieure und Naturwissenschaftler Band 2. – Vieweg Verlag, Wiesbaden.
- PERON, H.; LALOUI, L.; HU, L.B. & HEUCKEL, T. (2013): Formation of drying crack patterns in soils: a deterministic approach. – *Acta Geotechnica* **8** (2): 215–221.
- POTT, R. & REMY, D. (2000): Gewässer des Binnenlandes. – Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht (Hrsg. Pott, R.). – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- REDDY, K. & PATRICK, W. (1984): Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. – *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **13**(4): 273–309.

- REDDY, K. & PATRICK, W. (1975): Effect of alternate aerobic and anaerobic conditions on redox potential, organic matter decomposition and nitrogen loss in a flooded soil. – *Soil Biology and Biochemistry* 7(2): 87–94.
- RITTERBUSCH, D; SCHRECKENBACH, K. & THÜRMER, C. (2004): Verlandung von Karpfenteichen. – *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 2/2004.
- RYNK, R.; KAMP, M. VAN DE; WISSLON, G.; SINGLEY, M.; RICHARD, T.; KOLEGA, J.; GOUIN, F.; LALIBERTY, L.; KAY, D.; MURPHY, D.; HOITINK, H. & BRINTON, W. (1992): *On-Farm Composting Handbook*. – Publ. NRAES-54, Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension. – Ithaca, New York.
- SCHIEFFER, F. & SCHACHTSCHNABEL, P. (2010): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 16. Aufl.. – Spektrum Verlag, Heidelberg.
- SPIEKER, J. & KOCH, J. (1999): Entschlammung flacher Stillgewässer/Parkteiche. – *Stadt+Grün* 5/1999: 318–321.
- SPIEKER, J. (2002): Technologie-Einsatz bei Seentherapien: Entwicklung, Stand, Perspektiven. – *Wasser und Boden* 54 (9): 5–13
- STREHLE, H. (2003): Vom Wintern und Sömmern. Wie früher oberschwäbische Weiher wiederbelebt wurden. – *Im Oberland* 1/2003: 21–26.
- STRUMPF, K. (1967): Düngung im Gartenbau auf der Grundlage von Nährstoffanalysen nach Schnelltestmethoden im Betriebslabor eines Produktionsbetriebes (VEG Gartenbau Altenburg-Poschwitz). – *Abh. u. Ber. Naturkundl. Mus. Mauritianum Altenburg* 5: 131–159.
- TRAUTMANN, A. (2008): Ablassen, Wintern und Sömmern von Weihern. – *Naturschutz-Info* (Hrsg.: Landesanstalt f. Umwelt, Messungen u. Naturschutz Baden-Württemberg) 3/2008: 35–36.
- TROLLDENIER, G. (1996): Die Ökophysiologie der Wurzeln und der Rhizosphäre – Beobachtung von Redoxprozessen. – *Biologie in unserer Zeit* 26 (1): 56–65.
- TROLLDENIER, G. (1995a): Die Ökophysiologie der Wurzeln und der Rhizosphäre – Auswirkungen der Veränderung des pH-Wertes. – *Biologie in unserer Zeit* 25 (2): 120–129.
- TROLLDENIER, G. (1995b): Die Ökophysiologie der Wurzeln und der Rhizosphäre – Denitrifikation im Wurzelbereich. – *Biologie in unserer Zeit* 25 (3): 197–202.
- WARRICK, A. (2002): *Soil physics companion*. – CRC Press, Florida.
- WETH, N. (2010): Und die Natur kann wieder atmen. – *Strategie Journal* 4/2010: 4–6.
- WISSING, F. & HOFMANN, K.F. (2002): *Wasserreinigung mit Pflanzen*. – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ZEHNSDORF, A.; SEIDEL, H.; HOFFMANN, P.; SCHLENKER, U. & MÜLLER, R. (2013): Conditioning of sediment polluted with heavy metals using plants as a preliminary stage of the bioremediation process: a large-scale study. – *Journal of Soil and Sediments* 13: 1106–1112.
- ZEHNSDORF, A.; HOFFMANN, P.; SEIDEL, H.; SCHLENKER, U. & MÜLLER, R. (2011): Reinigung schwermetallhaltiger Sedimente mithilfe von Pflanzen und Mikroorganismen. – *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 4 (10): 558–563.
- ZEHNSDORF, A. (2004): *Konditionierung schwermetallbelasteter Gewässersedimente durch Pflanzen*. – Dissertation, Umweltforschungszentrum Leipzig. – UFZ-Bericht 3/2004.

Eingegangen am: 28.05.2015

ALEXANDER BOROWSKI  
 Naturkundemuseum Mauritianum Altenburg  
 Parkstraße 1  
 D–04600 Altenburg  
 Email: Borowski@mauritianum.de

## 7 Anhang

### Volumenänderungen

Die Dichte  $\rho$  eines Stoffes ist definiert durch:

$$\rho = \frac{m}{V}. \quad (1)$$

Für die Gesamtmasse  $m$  und das Gesamtvolumen  $V$  eines Stoffgemisches mit den Komponenten  $i$  gelte:

$$m = \sum_i m_i \quad (2)$$

$$V = \sum_i V_i. \quad (3)$$

Glg. (3) gilt dabei nur für das auf die Reindichte  $\rho_i$  (archimedische Dichte) bezogene Kompaktvolumen  $V_i$  (Verdrängungsvolumen) des Reinstoffes  $i$  mit dem Massenanteil  $w_i$ :

$$V_i = \frac{m_i}{\rho_i} \quad (4)$$

$$w_i = \frac{m_i}{m}. \quad (5)$$

Für die Gesamtdichte  $\rho$  eines Stoffgemisches lässt sich mit Hilfe von Glg. (4) und Glg. (5) aus Glg. (1) formulieren:

$$\frac{1}{\rho} = \sum_i \frac{w_i}{\rho_i}. \quad (6)$$

Für eine differentielle Änderung  $dV$  des Gesamtvolumens kann aus Glg. (1) abgeleitet werden:

$$\frac{dV}{V} = \frac{dm}{m} - \frac{d\rho}{\rho}. \quad (7)$$

Aus Glg. (2) ergibt sich für eine differentielle Änderung der Gesamtmasse  $dm$ :

$$dm = \sum_i dm_i. \quad (8)$$

Wiederum kann aus Glg. (6) für eine differentielle Änderung der Gesamtdichte  $d\rho$  abgeleitet werden:

$$-\frac{d\rho}{\rho} = \rho \sum_i \frac{dw_i}{\rho_i}. \quad (9)$$

Aus Glg. (4) und Glg. (5) lässt sich für eine differentielle Änderung von Teilvolumen  $dV_i$  und Massenanteil  $dw_i$  des Reinstoffes  $i$  ableiten:

$$dV_i = \frac{dm_i}{\rho_i} \quad (10)$$

$$dw_i = \frac{dm_i}{m} - w_i \frac{dm}{m}. \quad (11)$$

Bei einem Gemisch aus Wasser  $W$ , anorganischer Substanz  $A$  und organischer Substanz  $O$  sei die Masse an anorganischer Substanz  $m_A$  konstant, d.h.:

$$dm_A = 0. \quad (12)$$

Unter Anwendung der Nebenbedingung (12) auf Glg. (11) folgt mit Glg. (8) und Glg. (9) für die beiden Terme aus Glg. (7) schließlich:

$$\frac{dm}{m} = \sum_i \left( dw_i - w_i \frac{dw_A}{w_A} \right) \quad (13)$$

$$-\frac{d\rho}{\rho} = \rho \sum_i \frac{dw_i}{\rho_i}. \quad (14)$$

Ersetzt man die infinitesimalen Änderungen  $d$  in Glg. (7), (13), (14) durch finite Differenzen  $\Delta$  (Bilanzen), erhält man die relative Volumenänderung  $\Delta V/V$  einer Mischung in Abhängigkeit von der Änderung der Gewichtsanteile  $\Delta w_i$  ihrer Komponenten:

$$\begin{aligned} \frac{\Delta V}{V} &= \frac{\Delta m}{m} - \frac{\Delta \rho}{\rho} \\ &= \sum_i \left( \Delta w_i - w_i \frac{\Delta w_A}{w_A} \right) + \rho \sum_i \frac{\Delta w_i}{\rho_i}. \end{aligned} \quad (15)$$

**Abb. 19:** Herleitung relativer Volumenänderungen des Schlammes aus relativen Dichte- und Massenänderungen.