

Henriette John, Stefanie Claus, Oliver Wiche, Christian Winkler,  
Roland Achtziger, Elke Richert und André Günther

## **Naturschutzfachliche Erfolgskontrolle einer Maßnahme zur Förderung der Lebensgemeinschaften auf trockengefallenen Teichböden im Bierwiesenteich bei Pfaffroda**

### **Zusammenfassung**

In vielen Gewässern der Revierwasserlaufanstalt Freiberg entwickelt sich nach Trockenfallen des Teichbodens, z. B. in Folge einer bewirtschaftungsbedingten Wasserstandsabsenkung, eine europaweit bedeutsame Teichbodenvegetation. Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekts „GehVege“ wurde im Jahr 2008 der Wasserstand des Bierwiesenteichs bei Pfaffroda (Erzgebirgskreis, Sachsen) abgesenkt, um die Entwicklung einer entsprechenden Vegetation auf dem Bodensubstrat dieses bis dahin nur selten abgelassenen Gewässers zu initiieren. Als Grundlage für die naturschutzfachliche Bewertung und Erfolgskontrolle dieser Maßnahme wurden Untersuchungen zur Entwicklung der Vegetation, der Diasporenbank und der epigäischen Teichbodenfauna durchgeführt.

Die Ergebnisse einer Vegetationskartierung zeigten, dass sich bereits innerhalb weniger Wochen auf den trockenengefallenen Teichböden die typischen Gesellschaften großflächig entwickeln konnten. Dabei bildeten *Limosella aquatica* (Schlammling) und *Littorella uniflora* (Strandling) bereits fünf bzw. sieben Wochen nach dem Trockenfallen des Substrates erste reife Samen aus. Als Folge der Absenkung reicherte sich die Diasporenbank mit Samen der Arten der Teichbodenvegetation an. Auch verschiedene Artengruppen epigäisch lebender Wirbelloser (z. B. Laufkäfer, Springwanzen) konnten schnell und in hoher Individuenzahl die trockenengefallenen Substrate besiedeln. Die Mehrzahl der nachgewiesenen Laufkäferarten war hygrophil und ist vermutlich aus dem ehemaligen Litoral eingewandert. Daneben konnten auf trockenen Bereichen auch xerophile Arten nachgewiesen werden, die vermutlich von weiter entfernten Habitaten zugewandert waren. Für das Vorkommen der Arten auf dem Teichboden spielten der Substrattyp, die Substratfeuchte und die Vegetationsdichte eine wesentliche Rolle.

Aufgrund des guten Besiedelungserfolges und der Aufwertung der Diasporenbank kann die Wasserstandsabsenkung als Entwicklungsmaßnahme aus Na-

turschutzsicht als äußerst erfolgreich bewertet werden. Zur längerfristigen Sicherung der Teichbodenvegetation und um die Etablierung von epigäischen Tierarten zu ermöglichen, sollte der Wasserstand entsprechender Gewässer mindestens zweimal innerhalb von zehn Jahren abgesenkt werden, wobei die Teichbodenflächen möglichst zwischen zehn und zwölf Wochen trockenliegen sollten.

## Einleitung

Das sächsische Erzgebirge ist eine seit acht Jahrhunderten vom Erzbergbau stark geprägte Landschaft mit vielen heute noch erhaltenen Elementen vergangener Bergbauaktivitäten. Ein Beispiel dafür sind die ab dem 16. Jahrhundert zur Aufschlagswasserspeicherung angelegten Bergwerksteiche und die diese verbindenden Kunstgräben südlich der Bergstadt Freiberg. Die spezifische Nutzungsgeschichte des nach wie vor voll funktionsfähigen und heute u. a. zur Trink- und Brauchwasserversorgung genutzten Kunstgraben- und Teichsystems brachte eine europaweit einzigartige Teichbodenvegetation hervor, bestehend aus Strandlingsgesellschaften (*Littorelletalia*) und Zwergbinsengesellschaften (*Isoëto-Nanojuncetea*) mit dem Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) als kennzeichnender Art (PETERSEN et al. 2003). Das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU; Kennziffer 24796–33/2) geförderte Projekt „Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietsgeschichte und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz“ (GehVege) hat sich zum Ziel gesetzt, Konzepte zum Schutz und zur Entwicklung dieser einzigartigen Vegetation zu entwickeln und zu erproben.

Als eine Maßnahme zur Vergrößerung der besiedelten Fläche der Teichbodenvegetation wurde ab Mitte April 2008 der Wasserstand des Bierwiesenteichs bei Pfaffroda abgesenkt. Bis zum Zeitpunkt der Teilentleerung lagen für dieses vorher nur selten entleerte Gewässer Nachweise zum Vorkommen des Strandlings (*Littorella uniflora*) als typischer Pflanzenart der Teichbodenvegetation vor. Diese wurde dort erstmalig 2007, ebenfalls im Rahmen von Untersuchungen zum Projekt „GehVege“, im ufernahen Bereich mit kleinflächigen lückigen Beständen bei nahezu voller Bespannung von H. John unter Wasser entdeckt (GOLDE & OLIAS 2011). Um den Erfolg der Wasserstandsabsenkung bewerten zu können, wurden Analysen zur Entwicklung der Vegetation, der Diasporenbank und der epigäischen Teichbodenfauna durchgeführt.

## Untersuchungsgebiet

Der Bierwiesenteich liegt in der Nähe von Pfaffroda (Erzgebirgskreis) auf einer Höhe von 570 m ü. NN und gehört zum Wasserwirtschaftssystem der oberen

Revierwasserlaufanstalt Freiberg. Die Wasserfläche des Teiches beträgt etwa 1 ha. Die Ufer sind durch Röhrichtgesellschaften und Großseggenriede geprägt, die am Nordufer in einen Gehölzgürtel übergehen. Das steilere Südufer wird von einem mit Borstgrasrasen und Bergwiesen bewachsenen Damm gebildet. Der Bierwiesenteich wurde 1813 angelegt, wobei das gestaute Wasser nicht für bergbauliche Aktivität, sondern zum Antrieb sonstiger Wasserräder in der Umgebung genutzt wurde (WILSDORF 1964). Der Teich besitzt zwei natürliche Zuläufe, die im nordöstlich angrenzenden Waldgebiet „Tännicht“ entspringen sowie einen Grundablass und einen Überlauf.

Auch heute noch erfolgt die Bewirtschaftung des Teiches durch die Bereichsstaumeisterei Revierwasserlaufanstalt Freiberg (RWA) der Landestalsperrenverwaltung Sachsen. Das über den Grundablass abgeleitete Wasser fließt heute überwiegend in einen etwa 375 m abwärts gelegenen Badeteich, wobei es im Bierwiesenteich biologisch vorgeklärt wird. Es kann aber auch in das Röschensystem der RWA eingespeist werden. Das Trockenfallen von Uferzonen beschränkte sich in den letzten Jahren vermutlich auf extrem trockene Perioden oder auf Jahre, in denen Baumaßnahmen eine völlige oder teilweise Entleerung des Teiches erforderten.

Das Untersuchungsgebiet ist von subkontinentalem Klima geprägt (GRÜNE LIGA OSTERZGEBIRGE 2007). Die mittlere Jahressumme des Niederschlages beträgt bis zu 1 000 mm, die mittlere Jahrestemperatur liegt bei durchschnittlich 7 °C. Die meisten Niederschläge fallen in den warmen Sommermonaten (vier Monate mit mittleren Temperaturen von mindestens 10 °C), die mittlere Schneedeckendauer beträgt ca. 40 Tage im Jahr.

## Methodik

### Vegetationsentwicklung

Acht Wochen nach Beginn der Teilentleerung des Bierwiesenteiches am 4. 6. 2008 und gegen Ende der Vegetationsperiode am 29. 8. 2008 wurden flächendeckende Vegetationskartierungen der offenen Teichbodenflächen sowie der angrenzenden Ufersäume durchgeführt (WINKLER 2010.). Die Ansprache der Gesellschaften orientierte sich an den von GOLDE (2000) für die Teichbodenvegetation der Bergbauteiche ausgewiesenen Vegetationseinheiten (Tab. 1). Es wurde eine artenreichere, typische Ausprägung mit Nadel-Sumpfsimse (*Eleocharis acicularis*), Sumpf-Ruhrkraut (*Gnaphalium uliginosum*), Kröten-Binse (*Juncus bufonius*) und Schlammling (*Limosella aquatica*) als Charakterarten sowie Flatter-Binse (*Juncus effusus*) und Rotem Fuchsschwanz (*Alopecurus aequalis*) als hochstete Begleiter von einer an Arten verarmten Ausprägung mit Schlammling (*Limosella aquatica*) als dominanter Art unterschieden (Tab. 1).

**Tabelle 1:** Charakteristik der kartierten Vegetationseinheiten (in Anlehnung an GOLDE 2000)

Vegetationseinheit	Arten und weitere Charakteristika
Wasserfläche	aktuelle Teichfläche plus Zuläufe
Offene Teichbodenflächen	keine, bzw. sehr schütterere Vegetationsbedeckung
<i>Callitriche palustris</i> agg.-Bestand	<i>Callitriche palustris</i> agg. dominant (lückige, kleinflächige Bestände in Nähe der Wasserlinie)
Isoëto-Nanojuncetea-Bestand, typische Ausprägung	<i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Gnaphalium uliginosum</i> , <i>Limosella aquatica</i> als Charakterarten, <i>Juncus effusus</i> , <i>Alopecurus aequalis</i> als hochstete Begleiter treten auf; in Phasen des Bestandesabbaus mit <i>Eleocharis palustris</i> und <i>Typha latifolia</i>
<i>Limosella aquatica</i> -Dominanzbestand	<i>Limosella aquatica</i> dominant, artenarme Ausprägung der Isoëto-Nanojuncetea
<i>Persicaria amphibia</i> - <i>Persicaria lapathifolia</i> -Bestand	<i>Persicaria amphibia</i> und <i>Persicaria lapathifolia</i> dominant
<i>Bidens tripartita</i> -Dominanzbestand	<i>Bidens tripartita</i> dominant
<i>Eleocharis acicularis</i> -Dominanzbestand	<i>Eleocharis acicularis</i> dominiert, wenige Begleiter
Littorello- <i>Eleocharitetum acicularis</i>	<i>Littorella uniflora</i> und <i>Eleocharis acicularis</i> dominieren zu ähnlichen Anteilen
<i>Littorella uniflora</i> -Dominanzbestand	<i>Littorella uniflora</i> dominiert, wenige Begleiter
<i>Eleocharis palustris</i> -Dominanzbestand	<i>Eleocharis palustris</i> dominiert, wenige Begleiter
<i>Typha latifolia</i> -Dominanzbestand – neu besiedelt	nach Trockenfallen des Teichbodensubstrates von <i>Typha latifolia</i> neu besiedelte Flächen
<i>Typha latifolia</i> -Dominanzbestand – vorhandener Bestand	bereits vor Wasserstandsabsenkung vorhandener Bestand mit Dominanz von <i>Typha latifolia</i>
<i>Typha latifolia</i> - <i>Carex rostrata</i> -Bestand	<i>Typha latifolia</i> und <i>Carex rostrata</i> dominieren zu ähnlichen Anteilen
<i>Carex rostrata</i> -Dominanzbestand	<i>Carex rostrata</i> dominant
<i>Carex vesicaria</i> -Dominanzbestand	<i>Carex vesicaria</i> dominant
<i>Carex acuta</i> -Dominanzbestand	<i>Carex acuta</i> dominiert, wenige Begleiter

Die Ermittlung der von den Vegetationseinheiten eingenommenen Flächengrößen erfolgte mittels eines Geographischen Informationssystems (ArcGIS 9.2). Auf sechs Dauerbeobachtungsflächen (Fläche jeweils 1 m<sup>2</sup>) erfolgte über zehn Termine hinweg die Dokumentation der Entwicklung der Vegetationsdeckung (WINKLER 2010). Auf diesen Dauerbeobachtungsflächen wurden weiterhin phänologische Analysen durchgeführt. An jedem Untersuchungstermin wurden alle Individuen von *Littorella uniflora* und *Limosella aquatica* hinsichtlich ihrer phänologischen Entwicklung in Anlehnung an GOLDE (2000) erfasst (WINKLER

2010). Unterschieden wurde der Anteil von Keimlingen, blühenden Individuen und Individuen mit reifen Samen.

### Diasporenbankanalysen

Um den längerfristigen Erfolg der Teilentleerung des Bierwiesenteiches auch mit Daten zu den Auswirkungen auf die Diasporenbank dokumentieren zu können, wurden drei Sedimentuntersuchungen an zwei Probenahmestellen durchgeführt (CLAUS 2010, JOHN et al. 2010). Die Probenahmestelle B I, welche 2008 trotz Wasserstandsabsenkung nicht trockenfiel, wurde 2008 und 2009 jeweils im überstauten Zustand beprobt. Die Probenahmestelle B II wurde nur im Jahr 2009 beprobt, nachdem sich 2008 nachweislich Arten der Zwergbinsengesellschaften nach der Wasserstandsabsenkung etablierten und zur Samenreife gelangten.

Bei der Probenahme wurden Sedimentproben zu je 2 l mittels eines Stechzylinders entnommen (Durchmesser 20 cm, Einstechtiefe 7 cm). Im Labor wurden die Proben von groben Pflanzenteilen und Steinen befreit und mittels des Siebspülverfahrens nach BERNHARDT (1993) aufbereitet (Siebe mit 1 000, 500, 250 und 125  $\mu\text{m}$  Maschenweite). Die erhaltenen Teilproben wurden getrocknet und anschließend unter einem Stereomikroskop bei 30-facher Vergrößerung auf Samen untersucht. Diese wurden separiert und anhand der vorhandenen Vergleichssammlung (PETZOLD 2002) sowie mittels BEIJERINCK (1947), HANF (1999), CAPPERS et al. (2006) und BOJNANSKY & FARGASOVA (2007) bis auf Artniveau bestimmt.

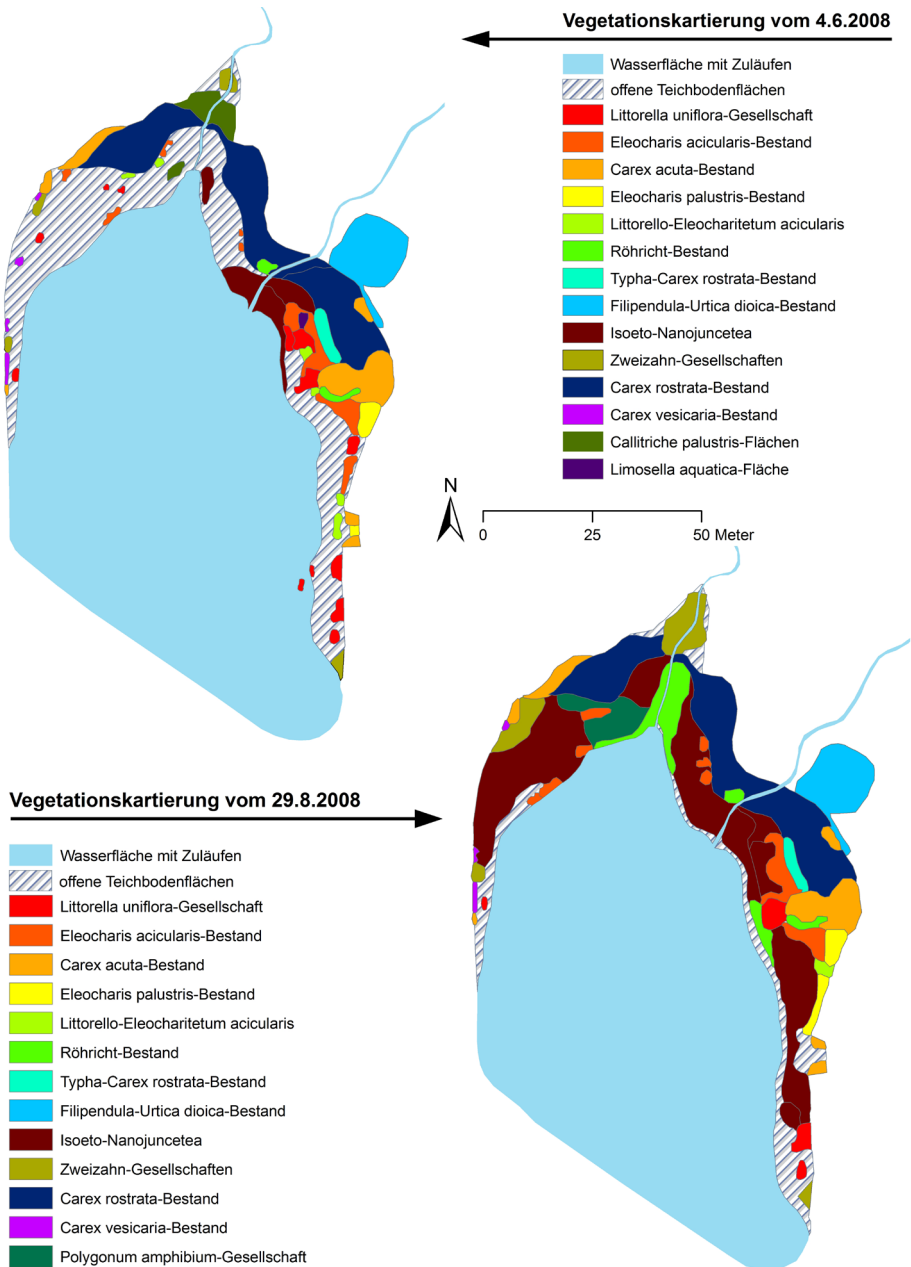
### Erfassung der epigäischen Teichbodenfauna und wichtiger Umweltparameter

Neben der Entwicklung der Vegetation und der Diasporenbank wurde die Besiedlung des trockengefallenen Teichbodens durch epigäische (auf der Bodenoberfläche aktive) Wirbellose untersucht (WICHE 2009). Auf nicht oder nur wenig bewachsenem Substrat wurde zur Erfassung der Wirbellosen eine 30 cm hohe Transportbox aus Kunststoff (56  $\times$  37 cm) mit einer Fläche von 0,2 m<sup>2</sup> verwendet, deren Boden entfernt wurde. Dieser „Stülprahmen“ wurde rasch auf die zu beprobende Fläche gedrückt und die darin befindlichen Individuen innerhalb einer einheitlichen Erfassungszeit von jeweils 3 Minuten mittels eines Exhaustors in Probengläschen überführt. Auf den stärker bewachsenen Bereichen wurden Kescherproben genommen.

Die Gesamtdeckung der Vegetation pro Probefläche wurde mit der nach BARKMAN et al. (1964) modifizierten Methodik von BRAUN-BLANQUET (1964) innerhalb der Beprobungsflächen abgeschätzt. Die Erfassung erfolgte an zwei Terminen im Sommer der Teichentleerung (15. 7. und 18. 8. 2008), zum einen entlang dreier Transekte auf unterschiedlichem Untergrund (Schlamm, Sand, Steine) von



**Abbildung 1:** Uferbereich und im Zuge der Teilentleerung trockengefallene Teichbodenflächen des Bierwiesenteichs am 20.5. (oben) bzw. 4.8.2008 (unten) (Fotos: H. John)



**Abbildung 2:** Ergebnisse der Vegetationskartierung der trockengefallenen Teichbodenfläche nach Teilentleerung des Bierwiesenteiches am 4.6. und 29.8.2008 (nach WINKLER 2010)

der aktuellen Wasserlinie bis zur Uferlinie bei Vollstau. Auf jeder Probefläche wurde der Wassergehalt des Bodens in Volumenprozent bis zu einer Tiefe von 10 cm mit Hilfe einer TDR-Sonde (Time-Domain-Reflectometry-Sonde) HH2 Moisture Meter Version 2 und dem Feuchtigkeitssensor ThetaProbe Soil Moisture Sensor-ML2x der Firma Delta-T Devices bestimmt. Von den erfassten Tiergruppen wurden die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae), Wanzen (Heteroptera), Zikaden (Auchenorrhyncha) und Heuschrecken (Saltatoria) auf Artniveau nach BIEDERMANN & NIEDRINGHAUS (2004), WAGNER (1961), DEVRIESE (1989) und TRAUTNER et al. (1984) bestimmt (WICHE 2009). Die Laufkäfer wurden dankenswerterweise von Dr. Reinhard Reißmann (Freiberg) und Jörg Gebert (Schleife-Rohne) nachbestimmt; die ökologisch-faunistische Auswertung der Carabiden wurde nach KOCH (1989) vorgenommen.

## Ergebnisse

### Die Entwicklung der Teichbodenvegetation

Nachdem Mitte April 2008 mit der Wasserstandsabsenkung des Bierwiesenteiches begonnen wurde, lagen bereits Mitte Mai umfangreiche Teichbodenflächen trocken (siehe Abb. 1 oben), wobei die Austrocknungsdynamik von der Morphologie des Gewässerbodens abhängig war.

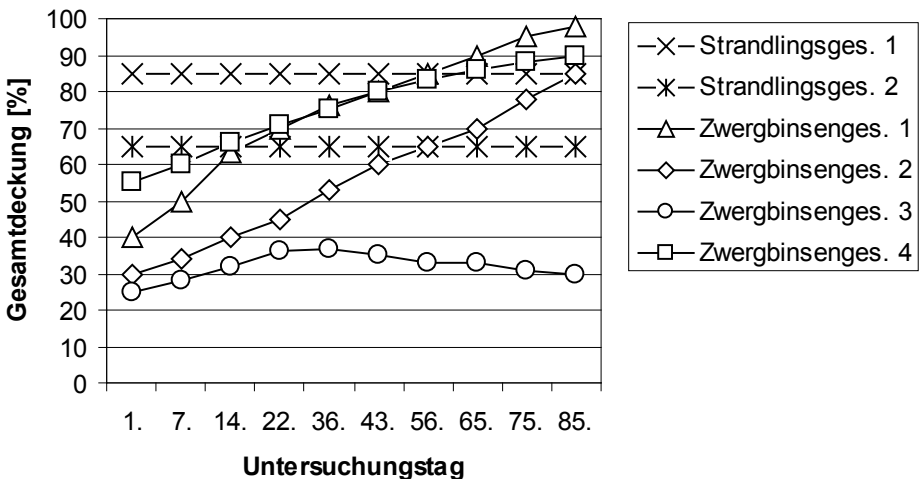
Zum ersten Untersuchungstermin, am 4. 6. 2008, konnten mit Ausnahme einiger noch unbesiedelter Bereiche bereits zahlreiche Pflanzenbestände mit einer für Teichböden typischen Artenzusammensetzung nachgewiesen werden (Tab. 2). Hierzu zählen die Isoëto-Nanojuncetea-Bestände typischer Ausprägung, die auf 170 m<sup>2</sup> kartiert werden konnten und die von Schlammling (*Limosella aquatica*) dominierten Bestände (6,5 m<sup>2</sup>). Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) welches an den Freiburger Bergwerksteichen als typische Charakterart der Zwergbinsengesellschaften auftritt, konnte am Bierwiesenteich trotz intensiver Suche nicht nachgewiesen werden. Es gelang jedoch für dieses Gewässer der Neunachweis des sehr seltenen Quellkrautes *Montia fontana subsp. amporitana*, welches in Sachsen vom Aussterben bedroht ist (SCHULZ 2000).

Am 29. 8., dem zweiten Untersuchungstermin, nahmen die Isoëto-Nanojuncetea-Bestände bereits über 1 000 m<sup>2</sup> ein (Abb. 2, Tab. 2). Die am 4. 6. erfassten Dominanzbestände von *Limosella aquatica* wurden am zweiten Termin nicht mehr nachgewiesen. Ihre Vorkommen hatten sich zu einem artenreicheren Isoëto-Nanojuncetea-Bestand weiterentwickelt. Eine Flächenzunahme im Verlauf der Sukzession konnte für Dominanzbestände mit Dreiteiligem Zweizahn (*Bidens tripartita*), Nadel-Sumpfsimse (*Eleocharis acicularis*) und Breitblättrigem Rohrkolben (*Typha latifolia*) festgestellt werden. Letzterer konnte sich im östlichen Teil des Gewässers in einem Streifen parallel zur neuen Wasserstandslinie



**Tabelle 2:** Flächengrößen ausgewählter Vegetationseinheiten auf den trockengefallenen Teichbodenflächen des Bierwiesenteiches nach Wasserstandsabsenkung an zwei Untersuchungsterminen

Kartiereinheit	Fläche [m <sup>2</sup> ]		Differenz [m <sup>2</sup> ]	Differenz [%]
	4.6.2008	29.8.2008		
Wasserfläche	6348,3	5976,2	-372,12	-5,9
offene Teichbodenfläche	1307,6	408,0	-899,6	-68,8
<i>Callitriche palustris</i> agg.-Fläche	85,8	0,0	-85,8	-100,0
Isoëto-Nanojuncetea, typische Ausprägung	171,0	1121,4	+950,4	+555,8
<i>Limosella aquatica</i> -Dominanzbestand	6,5	0,0	-6,5	-100,0
<i>Persicaria amphibia</i> - <i>Persicaria lapathifolia</i> -Bestand	0,0	123,1	+123,1	+100,0
<i>Bidens tripartita</i> -Dominanzbestand	41,3	181,3	+139,0	+336,6
<i>Eleocharis acicularis</i> -Dominanzbestand	132,4	163,5	+31,1	+23,5
Littorello- <i>Eleocharitetum acicularis</i>	31,9	12,6	-19,3	-60,5
<i>Littorella uniflora</i> -Dominanzbestand	108,6	68,3	-40,3	-37,1
<i>Typha latifolia</i> -Dominanzbestand, neu	0,0	169,2	+169,2	+100,0



**Abbildung 3:** Entwicklung der Gesamtdeckung auf den Dauerbeobachtungsflächen des Bierwiesenteiches ab dem 5.6.2008 (etwa 5 Wochen nach Trockenfallen des Teichbodens)

etablieren. Die am ersten Untersuchungsstermin (4. 6.) nachgewiesenen Flächen mit Dominanz des Wassersterns (*Callitriche palustris* agg.) im Mündungsbe-  
reich des nördlichen Zulaufs konnten am 29. 8. nicht mehr kartiert werden. Sie  
wurden durch Bestände mit dominierendem Zweizahn (*Bidens tripartita*) ersetzt.  
Ebenfalls rückläufig waren die am 4. 6. kleinflächig vorkommenden Bestände  
von *Littorella uniflora*, auf deren Flächen am 29. 8. überwiegend die Arten der  
Isoëto-Nanojuncetea dominierten. Die Areale der im ursprünglichen Uferbereich  
erfassten Bestände von Blasen-Segge (*Carex rostrata*), Schnabel-Segge (*C.  
vesicaria*), Schlank-Segge (*C. acuta*), Gewöhnlicher Sumpfsimse (*Eleocharis  
palustris*) und Breitblättrigem Rohrkolben (*Typha latifolia*) erfuhren über den  
Untersuchungszeitraum hinweg keine wesentlichen Veränderungen.

Die Vegetationsdeckung blieb auf zwei von *Littorella uniflora* dominierten  
Flächen über die gesamte Beobachtungsdauer hinweg konstant (Abb. 3). Auf  
drei der vier Dauerflächen in den Zwergbinsengesellschaften nahm die Vege-  
tationsdeckung bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes zu, was deren  
fortschreitende Entwicklung verdeutlicht. Auf Untersuchungsfläche 3 starben ab  
etwa Mitte Juli 2008 zahlreiche Individuen von *Limosella aquatica* ab, was zu  
einem Rückgang der Gesamtdeckung führte (Abb. 3). Diese Individuen durch-  
liefen ihren gesamten Lebenszyklus sehr rasch (WINKLER 2010), was sich mit  
Beobachtungen von GOLDE (2000) am Oberen Großhartmannsdorfer Teich deckt.

### Die phänologische Entwicklung ausgewählter Teichbodenarten

Am 5. 6. 2008, also etwa 5 Wochen nach dem Trockenfallen der Teichbodenflä-  
chen, wurden die ersten phänologischen Untersuchungen durchgeführt. *Littorella  
uniflora* war bereits im bespannten Zustand des Gewässers in ufernahen Regionen  
submers entwickelt. Die entsprechenden Dauerflächen wurden in solchen vorhan-  
denen Beständen angelegt, so dass der Nachweis von Keimlingen nicht möglich  
war (Tab. 3). Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass eventuell  
sehr schnell gekeimte Individuen zum Zeitpunkt der Erfassung bereits so gut  
entwickelt waren, dass sie nicht mehr von den ausgewachsenen unterschieden

**Tabelle 3:** Beginn und Dauer der phänologischen Stadien des Strandlings (*Littorella uniflora*) ab der 5. Woche nach dem Trockenfallen. Die Zahlen geben den Prozentanteil der Individuen der jeweiligen Phänologiestufe an. Hellgrau: Phänologiestufen vorhanden, dunkelgrau: Hauptphase der jeweiligen Phänologiestufe; ?: die Keimlinge konnten nicht sicher von ausgewachsenen, bereits im bespannten Zustand vorhandenen Individuen unterschieden werden.

	5.6.	12.6.	19.6.	27.6.	11.7.	18.7.	31.7.	9.8.	19.8	29.8.
Keimlinge sichtbar	0?	0?	0?	0?	0?	0?	0?	0?	0?	0?
Blühbeginn	13	30	50	46	40	33	16	7	0	0
Samenreife	0	0	8	26	40	61	82	91	98	88

**Tabelle 4:** Beginn und Dauer unterschiedlicher phänologischer Stadien des Schlammlings (*Limosella aquatica*) ab der 5. Woche nach dem Trockenfallen. Hellgrau: Phänologiestufen vorhanden, dunkelgrau: Hauptphase der jeweiligen Phänologiestufe

	5.6.	12.6.	19.6.	27.6.	11.7.	18.7.	31.7.	9.8.	19.8.	29.8.
Keimlinge sichtbar	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0
Blühbeginn	61	68	29	7	0	0	0	0	0	0
Samenreife	2	20	41	31	8	0	0	0	0	0

werden konnten. Die phänologische Entwicklung der zwei Strandlingsbestände verlief nahezu synchron (WINKLER 2000). Bereits am 5. 6. konnten zahlreiche blühende Individuen und am 19. 6. erste reife Samen festgestellt werden (Tab. 3). Etwa 11 Wochen nach dem Trockenfallen wiesen bereits 40 % der Individuen reife Samen auf, am Ende der Untersuchungszeit Ende August waren einige Individuen bereits vergilbt.

Auch bei *Limosella aquatica* konnten etwa 5 Wochen nach dem Trockenfallen erste blühende Individuen und auch einige wenige Individuen mit reifen Samen nachgewiesen werden (Tab. 4). Im Vergleich zu *Littorella uniflora* wies *Limosella aquatica* eine kürzere Blüh- und Fruchtphase auf, und der Entwicklungszyklus dieser Art war 4 bis 5 Wochen früher abgeschlossen. Am 3. Untersuchungstermin (19. 6.) wurde der höchste Anteil an Individuen mit reifen Samen festgestellt. Allerdings kamen zu diesem Zeitpunkt nur 41 % der Individuen gleichzeitig zur Samenreife. Zum Ende der Untersuchungen waren keine blühenden oder fruchtenden Individuen mehr nachweisbar und die Schlammlings-Individuen abgestorben. Der Vergleich von Beständen auf Substraten mit unterschiedlicher Feuchtigkeit zeigte, dass der Schlammling bei höherer Bodenfeuchte vermehrt zur Ausläuferbildung neigte, wohingegen auf trockeneren Flächen eine frühere Samenausbildung und Reifung sowie ein früheres Absterben der Pflanzen zu beobachten waren (WINKLER 2010).

Für die beiden charakteristischen Teichbodenarten *Littorella uniflora* und *Limosella aquatica* zeigen diese Ergebnisse, dass parallel zum Vorkommen von blühenden Individuen bereits sehr früh erste reife Samen ausgebildet werden. Beide Arten konnten im Zeitraum des Trockenliegens zur Samenreife gelangen.

### Die Diasporenbank des Bierwiesenteiches nach der Wasserstandsabsenkung

Ein Vergleich der Resultate der Diasporenbankuntersuchungen der Probenahmestelle B I, die 2008 und 2009 im überstauten Zustand beprobt wurde, verdeutlicht eine, wenn auch geringe, Zunahme hinsichtlich der nachweisbaren Diasporen von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften (Tab. 5). Während 2008

**Tabelle 5:** Anzahl nachgewiesener Diasporen von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften und hochsteten Begleitern an den Probestellen im Bierwiesenteich in den Jahren 2008 und 2009. Die Daten beziehen sich auf ein Probenvolumen von 200 ml. (B I – Probenahmestelle 2008 und 2009 überstaut; B II – Probenahmestelle 2008 trocken, Beprobung 2009 im überstauten Zustand).

Probestelle	B I	B I	B II
Zeitpunkt der Probenahme	Juni 2008	Juni 2009	Juni 2009
<b>Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften</b>			
<i>Limosella aquatica</i>	0	11	2192
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	0	67	385
<i>Juncus bufonius</i>	0	0	17
<i>Eleocharis acicularis</i>	0	11	1647
<b>Hochstete Begleiter</b>			
<i>Alopecurus aequalis</i>	250	0	134
<i>Rorippa palustris</i>	25	0	33
<i>Juncus effusus</i>	0	344	285
<b>Summe</b>	<b>275</b>	<b>433</b>	<b>4693</b>

keine Charakterarten in der Diasporenbank enthalten waren, konnten 2009 Samen von drei solchen Arten gefunden werden. Die nur 2009 beprobte Stelle B II, an der sich 2008 die Arten der Zwergbinsengesellschaften reichlich und bis zur Samenreife entwickelt hatten, zeigte dagegen um ein Vielfaches höhere Gehalte an Samen der Charakterarten als Stelle B I (Tab. 5).

An den Stellen, an denen sich die Arten der Zwergbinsengesellschaften bis zur Samenreife entwickeln konnten, fand demzufolge eine Auffrischung bzw. Anreicherung der Diasporenbank statt. Bereiche, die permanent unter Wasser standen, sich jedoch in der Nähe von Stellen mit gut entwickelter Teichbodenvegetation befanden, profitierten ebenfalls von der Wasserspiegelabsenkung, doch in weitaus geringerem Umfang. Vermutlich blieb im Zuge des Wiederanstaus ein Großteil der neu gebildeten Samen im Umkreis der Elternpflanzen liegen und nur wenige Samen wurden Richtung Teichmitte transportiert.

### Entwicklung der epigäischen Teichbodenfauna

An den zwei Erfassungsterminen wurden auf den Teichbodenflächen 569 Tiere erfasst (365 Individuen am 1. Termin, 204 Individuen am 2. Termin). Die Tiere konnten 24 Artengruppen zugeordnet werden, von denen die Laufkäfer (Carabidae), Wanzen (Heteroptera), Heuschrecken (Saltatoria) und Zwergzikaden (Cicadellidae) auf Artniveau bestimmt wurden (WICHE 2009).

Als Ergebnis zeigten sich die Artengruppen der Laufkäfer und Wanzen mit insgesamt 187 Individuen am stärksten vertreten, gefolgt von der Gruppe der Webspinnen (Araneae) mit 180 Individuen. Auf dem trockengefallenen Teichboden und in der sich darauf entwickelten Vegetation konnten 2 Zikadenarten (*Cicadella viridis*, *Streptanus sordidus*) und 2 Heuschreckenarten (*Tetrix subulata*, *T. undulata*) nachgewiesen werden. Die individuenreiche Gruppe der Wanzen konnte mit 4 Arten belegt werden (*Cymus clavicolus*, *Hebrus rufipes*, *Saldula pallipes*, *Trigonotylus caelestialum*), von denen *S. pallipes* und *C. clavicolus* dominierten.

Mit 14 nachgewiesenen Arten war die Gruppe der Laufkäfer am artenreichsten, weshalb diese für eine weitere ökologische Charakterisierung herangezogen wurde. Alle nachgewiesenen Laufkäferarten können nach KOCH (1989) als eurytop eingestuft werden (Tab. 6). Diese Arten besitzen demnach allgemein keine strenge Habitatbindung, zeigen allerdings unterschiedliche Präferenzen hinsichtlich des Substrattyps, der Substratfeuchte und der Vegetationsdichte. Der überwiegende Anteil der nachgewiesenen Laufkäferarten ist in der Einteilung

**Tabelle 6:** Zusammenfassung und Kurzcharakterisierung der am Bierwiesenteich nachgewiesenen Laufkäferarten (Carabidae).

Ha = Habitat: U = Ufer, Su = Sümpfe, A = Äcker, R = Ruderalflächen, Wa = Wald, K = Kiesgruben, M = Moore, W = Wiesen, Sa = Salzwiesen ; Ni = Ökologische Nische, Bewohner von: P = phytodetriticol (Pflanzendetritus), R = ripicol (Ufer), C = campicol (Felder); Su = Substrat: Sc = Schlamm, S = Sand, L = Lehm, K = Kies; Fe = Feuchtigkeit: h = hygrophil, x = xerophil; Ve = Vegetationsdichte: va = vegetationsarm, vr = vegetationsreich; N = Abundanz (Anzahl insgesamt am Bierwiesenteich festgestellter Individuen).

Taxon	Ha	Ni	Su	Fe	Ve	N
<i>Agonum marginatum</i> L.	U, Su	-	Sc, S, L	h	va	1
<i>Anisodactylus binotatus</i> Fab.	A, R, Wa	P	S, L	h	-	1
<i>Bembidion articulatum</i> Pan.	U, K	R	Sc, T, L	h	-	6
<i>Bembidion bruxellense</i> Wes.	U, Su, M	P	L, Sc	h	va	16
<i>Bembidion femoratum</i> St.	U, K, A, R	P	S, K, L	x	-	2
<i>Bembidion lampros</i> Her.	A, R, Wa	C	meidet S und K	h	va	5
<i>Bembidion obliquum</i> St.	U, M, K	P	K, Sc	h	-	13
<i>Bembidion properans</i> Steph.	U, Wa, Su	P	S, T, Sc	h	va	2
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> L.	A, U, K	P	S, L	x	vr	3
<i>Bembidion tetracolum</i> Say	U, A, Wa	P	L, Sc	h	vr	9
<i>Bembidion varium</i> Ol.	U, Sa	R	Sc, S	h	-	3
<i>Elaphrus cupreus</i> Duft.	U, Su	R	Sc	h	vr	1
<i>Elaphrus riparius</i> L.	U, K	R	Sc, S	h	va	12
<i>Poecilus cupreus</i> L.	A, R, W	C	L	h	-	1

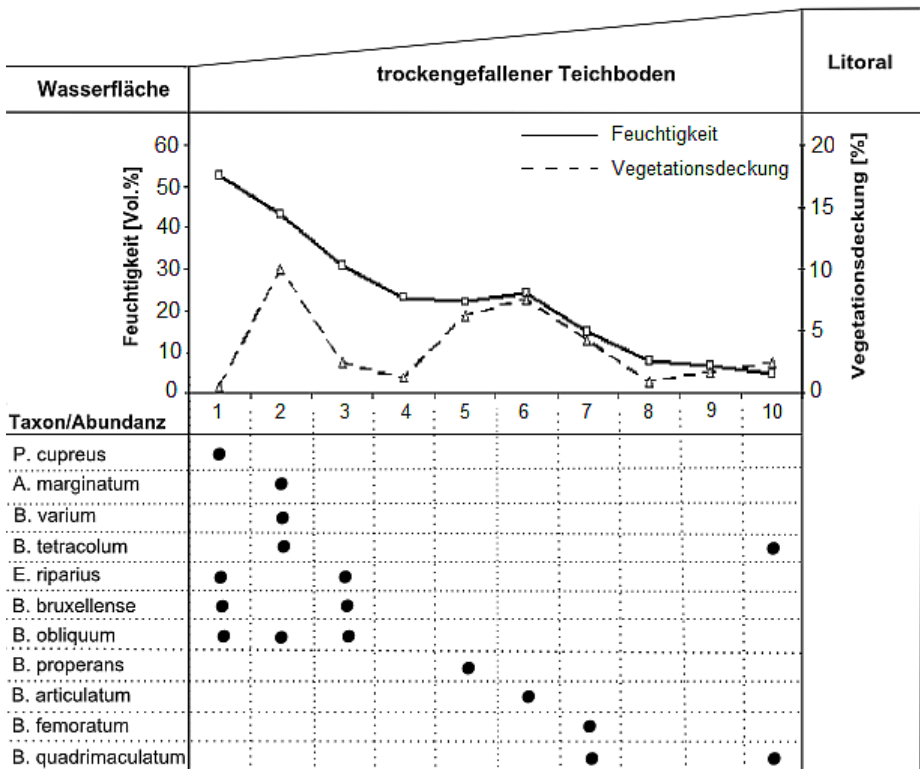
nach KOCH (1989) hygrophil und besiedelt neben zahlreichen anderen Lebensräumen auch Ufer und Sümpfe. Besonders *Elaphrus riparius*, *Elaphrus cupreus*, *Bembidion varium* und *Bembidion articulatum* sind typische Bewohner von Gewässerufeln (ripicol). Sie waren wahrscheinlich bereits vor der Absenkung des Wasserspiegels im ursprünglichen Litoral vorhanden und wanderten von dort aus auf die trockengefallenen Teichbodenflächen ein. Dagegen stammen die xerophilen Arten *Bembidion femoratum* und *Bembidion quadrimaculatum* vermutlich aus Biotopen aus dem näheren oder weiteren Umfeld des Gewässers. Gleiches gilt für *Bembidion lampros* und *Poecilus cupreus*, die allgemein auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und in Wäldern vorkommen.

Entlang der drei Transekte konnte anhand der Bodenfeuchtemessungen ein von der Wasserlinie bis an den Bereich des ursprünglichen Litorals reichender Feuchtigkeitsgradient nachgewiesen werden. Abbildung 4 zeigt beispielhaft die Ergebnisse von Transekt 2, welches auf Teichschlamm angelegt wurde. Der Wassergehalt der oberen 10 cm des Sediments erreichte hier auf wassernahen Flächen bis zu 50 Vol.-% und sank im Verlauf des Transekts in Richtung des ursprünglichen Ufers auf 5 Vol.-% ab. Die Vegetationsdeckung entlang des Transekts war allgemein gering und erreichte nur auf den Transektflächen 2, 5 und 6 Deckungswerte über 5 %.

Die festgestellten Laufkäferarten zeigten insbesondere entsprechend ihrer Feuchtepräferenzen (vgl. Tab. 6) eine deutliche Differenzierung entlang des Transektes (Abb. 4): Hygrophile Arten wie *Elaphrus riparius* oder *Bembidion obliquum* wurden überwiegend in der Nähe der Wasserlinie mit einem Schwerpunkt auf Bereichen mit Wassergehalten über 30 Vol.-% (Aufnahmeflächen 1–3) gefunden. Mit sinkendem Wassergehalt nahm der Anteil hygrophiler Arten ab, wobei im trockenen Bereich des Transekts (Wassergehalt ca. 15 Vol.-%) fast ausschließlich xerophile Arten wie *Bembidion quadrimaculatum* oder *Bembidion femoratum* auftraten. Eine Ausnahme bildete *Bembidion tetracolum*, von dem vereinzelte Individuen auch auf extrem trockenen Transektflächen festgestellt wurden, was vermutlich auf Einflüsse der Vegetationsdichte zurückgeführt werden kann: *Bembidion tetracolum* bevorzugt allgemein vegetationsreiche Habitate, und die nachgewiesenen Individuen könnten aus dem an die Transektfläche 10 angrenzenden Großseggenried stammen. Das Fehlen von *Elaphrus riparius* und *Bembidion bruxellense* auf Transektfläche 2 resultierte offenbar auf der hohen Vegetationsdichte, da beide Arten vegetationsarme Standorte bevorzugen (vgl. Tab. 6).

Eine ähnliche Differenzierung der Arten hinsichtlich Substratfeuchte und Vegetationsdichte konnte auch auf den beiden anderen Transekten (Sand, Steine) festgestellt werden (WICHE 2010). Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Transekten untereinander sind demnach offensichtlich Resultat des Substrattyps: Transekt 1, welches auf Sand angelegt wurde, zeigte sich

mit 6 Arten extrem artenarm, wobei einige Arten mit Präferenzen zu Sand und Lehm (*Bembidion femoratum*, *Anisodactylus binotatus*) gefunden wurden. Die Artenzusammensetzung von Transekt 3 (Steine) war dagegen, analog zu Transekt 2 (Schlamm), relativ artenreich, mit einer Dominanz von *Bembidion bruxellense* auf trockenen und vegetationsarmen Flächen. Zusätzlich wurden schlamm- und sandpräferierende Arten (*Agonum marginatum*, *Bembidion varium*, *Bembidion properans*) auf den steinigten Flächen von Transekt 3 durch *Bembidion lampros* und *Elaphrus cupreus* abgelöst. Beide Arten sind für steinigtes Substrat eigentlich untypisch, folgten aber anscheinend ihren Vegetations- und Feuchtigkeitspräferenzen.



**Abbildung 4:** Übersicht der an beiden Erfassungsterminen entlang von Transekt 2 (Teichschlamm) festgestellten Laufkäferarten (von der Wasserlinie bis zum ursprünglichen Litoral) sowie Vorkommen der Arten (•) hinsichtlich der Vegetationsdeckung [%] und des Wassergehalts des Bodens [Vol.%].

Die Ergebnisse zeigten, dass die trockengefallenen Teichbodenflächen bereits nach kurzer Zeit von einer artenreichen Fauna besiedelt wurden, obwohl der Wasserstand des Bierwiesenteichs in der Vergangenheit nur selten herabgesenkt wurde. Die Arten waren entweder aus dem direkten Uferbereich oder aus dem weiteren Umfeld des Gewässers einwandert. Zumindest für die Carabidenfauna konnte gezeigt werden, dass das Vorkommen der Arten vom Substrattyp, den Feuchteverhältnissen sowie von der Vegetationsdichte abhängig war.

## Naturschutzfachliche Erfolgskontrolle

Ziel der Wasserstandsabsenkung war es, die typische und gefährdete Vegetation auf trockengefallenen Teichböden zu fördern. Dabei wurden (a) eine Vergrößerung der Wuchsfläche der Teichbodengesellschaften mit Strandling (*Littorella uniflora*) und Schlammling (*Limosella aquatica*) als Charakterarten und (b) ein Wiederauffüllen der Diasporenbank im Teichsediment mit ausgereiften Samen angestrebt. Ein aus naturschutzfachlicher Sicht positiver Nebeneffekt war die Besiedelung der trockengefallenen Teichbodenflächen durch wirbellose Tiere.

Für die naturschutzfachliche Bewertung dieser Maßnahme im Sinne einer Erfolgskontrolle (Wirkungskontrolle, vgl. MAURER & MARTI 1999, RIECKEN & SCHRÖDER 2002) wäre ein Vorher-Nachher-Vergleich eine geeignete Methode (z. B. KRIEGBAUM 1999). Leider lagen keine genauen Kenntnisse zum Vorkommen und zur Verbreitung der Arten und ihrer Gesellschaften vor dieser Entwicklungsmaßnahme vor, so dass eine Bewertung anhand des Vergleiches von Arten- und Individuenzahlen oder von Flächenanteilen der Vegetationseinheiten nicht vorgenommen werden konnte.

Hinsichtlich der Erreichung des primären Maßnahmeziels, die typische Teichbodenvegetation mit ihren teilweise gefährdeten Arten kurz- und mittelfristig an einem Standort zu fördern, lassen sich aus naturschutzfachlicher Sicht folgende Aussagen als Erfolg werten:

- (1) Durch die Wasserstandsabsenkung konnte die von der Teichbodenvegetation besiedelte Fläche deutlich vergrößert werden (kurzfristige Förderung, vgl. Tab. 2, Abb. 2 und 3).
- (2) Durch eine Absenkungsdauer von mehr als 10 Wochen wurde erreicht, dass typische Pflanzenarten wie *Limosella aquatica* und *Littorella uniflora* zur Samenreife gelangten und sich reproduzieren konnten (Tab. 3 und 4).
- (3) Durch die Reproduktion der Pflanzen konnte die Diasporenbank mit frischen Samen aufgefüllt und die Samenanzahl insgesamt erhöht werden (mittelfristige Förderung, Tab. 5). Dies trifft besonders für die bewachsenen, trockengefallenen Flächen zu, in geringerem Maße jedoch auch für überstaute Flächen in der räumlichen Nachbarschaft (Tab. 5).



Zusätzlich hatte die Maßnahme aus naturschutzfachlicher Sicht folgende positive Effekte:

- (4) Die durch die Wasserstandsabsenkung freigelegten unterschiedlichen Substrate und Feuchteverhältnisse sowie die sich ansiedelnde Vegetation bildeten ein kleinräumiges Mosaik an Lebensräumen, das insbesondere von verschiedenen epigäischen Insektengruppen rasch besiedelt wurde (Tab. 6).
- (5) Die räumliche Heterogenität und die Ausbildung ausgeprägter Feuchtegradienten entlang der trockenengefallenen Teichböden und -substrate führten dazu, dass sich zahlreiche wirbellose Tierarten entsprechend ihrer unterschiedlichen ökologischen Präferenzen für Substrat, Vegetationsdeckung und Bodenfeuchte ansiedeln konnten. Das Spektrum reichte etwa bei den Laufkäfern von hygrophilen Arten auf Sand und Schlamm nahe der Wasserlinie bis zu ausgesprochen xerophilen Arten in den trockenen Bereichen der ehemaligen Uferzone (Abb. 4).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die durchgeführte Maßnahme der Wasserstandsabsenkung aus naturschutzfachlicher Sicht erfolgreich war und neben dem primären Ziel der Förderung der Teichbodenvegetation auch positive Effekte für ökologisch an solche Lebensräume gebundene Tierarten hatte.

## Diskussion

Die Analysen der Vegetationsentwicklung und der Besiedlung mit Tierarten zeigen, dass eine Teilentleerung eines unregelmäßig abgesenkten Gewässers bereits nach wenigen Wochen die Besiedlung mit typischen Pflanzen- und Tierarten ermöglichen kann. Bemerkenswert für dieses nicht fischereilich genutzte Gewässer ist die Vielfalt unterschiedlicher Substrattypen (Schlamm, Sand, Kies). Diese spielen neben dem Zeitpunkt des Trockenfallens für die Bodenfeuchte eine entscheidende Rolle. Als Folge wies der Boden dieses Gewässers nach dem Trockenfallen ein Mosaik unterschiedlicher Standortbedingungen auf, was zu einer entsprechenden Zonierung der Vegetation und der Tierartenzusammensetzung führte. Wie weit der Wasserstand abgesenkt werden muss, ist von der Morphologie des Gewässers, d. h. von der Struktur des Litorals, abhängig. Flache Uferbereiche bieten günstige Voraussetzungen, um bereits im Falle geringerer Absenkungen größere Teichbodenflächen freizulegen, bei steilen Uferverläufen ist hingegen eine größere Wasserstandsabsenkung erforderlich. Die Ufermorphologie des Bierwiesenteiches begünstigte die Trockenlegung von relativ großen Teichbodenflächen, so dass eine Teilabsenkung des Wasserstandes bereits zum gewünschten Erfolg führte.

Der Strandling (*Littorella uniflora*) kam am Bierwiesenteich in ufernahen flachen Bereichen mit sandigem bzw. kiesigem Substrat bereits submers vor. Bei Über-

stauung kann diese Art sich vegetativ durch Ausläuferbildung ausbreiten (vgl. ROBE & GRIFFITHS 1998, SIELAND et al. 2008). Für eine generative Vermehrung ist allerdings eine Wasserstandsabsenkung erforderlich, da nur dann Blüten ausgebildet werden. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass nach Trockenfallen der Substrate mindestens neun Wochen vergehen müssen, bevor ein größerer Anteil an Individuen reife Samen ausbilden kann (Tab. 3). Für die Förderung dieser Art reichen demnach kleinere, regelmäßige Wasserstandsabsenkungen über etwa zehn bis elf Wochen aus. Danach sollte ein Wiederanstau vorgenommen werden, um das Aufkommen konkurrenzstarker Arten zu vermeiden.

Die Entwicklung der Zwergbinsengesellschaften ist von der Artenzusammensetzung, den Mengenverhältnissen und dem Keimvermögen und damit auch vom Alter der Samen in der Diasporenbank abhängig (z. B. POSCHLOD et al. 1996, BONN & POSCHLOD 1998, BOLENDER et al. 2001). Zum Erhalt dieser Gesellschaften ist eine intakte Diasporenbank unerlässlich. Am Beispiel des Bierwiesenteiches konnte gezeigt werden, dass die Diasporenbank im Folgejahr der Wasserstandsabsenkung bereits zahlreiche Arten der Zwergbinsengesellschaften aufwies (CLAUS 2010). Auch eine Substratprobe, die aus einem sowohl im Jahr der Wasserstandsabsenkung als auch im Folgejahr 2009 überstauten Standort stammte, wies eine Zunahme der Arten- und Samenanzahl auf (Tab. 5). Diese flächenhafte Ausbreitung der Samen kann durch die gute Schwimmfähigkeit erklärt werden, die für Samen verschiedener Teichbodenarten bekannt ist (MEISSNER 2008, JOHN et al. 2010).

Durch Ablassen eines Gewässers wird durch die Keimung der Arten der Samenvorrat in der Diasporenbank entsprechend aufgebraucht. Werden keine neuen Samen nachgeliefert, wirkt sich dies negativ auf die Diasporenbank aus. Aus diesem Grund sollte in jedem Falle die Ausbildung von reifen Samen gewährleistet sein, bevor ein Wiederanstau vorgenommen wird.

Den Arten der Zwergbinsengesellschaften wird allgemein die Ausbildung einer langlebigen Samenbank zugeschrieben (u. a. SALISBURY 1970). Nach Literaturangaben behalten beispielsweise Samen von *Limosella aquatica* über mehrere Jahrzehnte ihre Keimfähigkeit (POSCHLOD et al. 1996), die Samen von *Littorella uniflora* über 30 Jahre (ARTS & VAN DER HEIDEN 1990). Es ist jedoch davon auszugehen, dass diese lange Keimfähigkeit nur für einen Bruchteil der Samen der Diasporenbank zutrifft (ARTS & VAN DER HEIDEN 1990). Außerdem ist anzunehmen, dass die Samen im Verlauf des Sedimentationsprozesses zunehmend bedeckt und als Folge durch Lichtmangel an der Keimung gehindert werden. Für verschiedene Gewässer der Revierwasserlaufanstalt konnte belegt werden, dass sich häufigere Wasserstandsabsenkungen positiv auf die Artenzusammensetzung und Anzahl der Samen in der Diasporenbank auswirken (CLAUS 2010). Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse sollte die Absenkung des Wasserspiegels

möglichst mindestens zwei Mal in zehn Jahren durchgeführt werden (vgl. IRMSCHER 1994, GOLDE 2007).

Die größte Artenvielfalt der Laufkäfer kam in der Nähe der neuen Wasserstandslinie vor, wo die Substratfeuchte am höchsten war, wohingegen die Artenzahl zum Ufer hin mit abnehmender Substratfeuchte deutlich zurückging (Abb. 4), obwohl die meisten Arten vermutlich aus dem ursprünglichen Litoral einwanderten. Für die Besiedlung der Teichböden durch Wirbellose scheint neben diesen standörtlichen Parametern die Vegetationsdichte eine Rolle zu spielen, denn auf Flächen mit sehr geringem oder fehlendem Bewuchs konnten am Bierwiesenteich keine Laufkäfer nachgewiesen werden (Abb. 4). Die Besiedlung des Teichbodens durch Pflanzen war von den Feuchteverhältnissen abhängig und verlief ausgehend von den ufernahen Bereichen in Richtung der neuen Wasserstandslinie (Abb. 1). Dementsprechend war auch die phänologische Entwicklung der Pflanzen auf den ufernahen Flächen früher abgeschlossen als auf den später trocken gefallen Standorten (WINKLER 2010).

Die vorliegenden Untersuchungen zeigten, dass sich im Verlauf der Sukzession zunehmend konkurrenzstarke Pflanzenarten wie Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*) und Flatter-Binse (*Juncus effusus*) auf den trockengefallenen Teichbodenflächen etablieren konnten, deren weitere Entwicklung vermutlich eine Verdrängung der niedrigwüchsigen und konkurrenzschwachen Bestände der Zwergbinsen-Gesellschaften und der Strandlingsbestände nach sich ziehen würde. Aus diesem Grunde sollte darauf geachtet werden, dass ein Ablassen der Gewässer zwar ausreichend lange erfolgt, damit sich reife Samen an den Individuen der Arten der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften entwickeln können, aber anschließend auch der Wiederanstau stattfindet, um eine dauerhafte Etablierung der konkurrenzstarken Arten zu unterbinden. Nach den vorliegenden Untersuchungen an Beständen des Bierwiesenteiches wäre ein Zeitraum von 10 bis 12 Wochen nach Trockenfallen der Flächen ausreichend gewesen, um einem großen Teil der Teichbodenvegetation die Samenreife zu ermöglichen.

Auch wenn sich, wie im Falle des Bierwiesenteiches, keine hochgradig spezialisierten oder sehr seltene bzw. geschützte Tier- oder Pflanzenarten wie das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) etablieren konnten, sind ephemere Gewässer und vegetationsarme Pionierstandorte aus Naturschutzsicht hoch zu bewerten (BLAB 1984). Sie stellen unverzichtbare, aber als Folge der heutigen Landnutzung relativ seltene Habitate für zahlreiche gefährdete und ungefährdete Tier- und Pflanzenarten dar.

## Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU; Förderziffer 24796-33/2) für die finanzielle Unterstützung der vorliegenden Arbeit. Herrn Wagner und seinen Kollegen von der Bereichsstauemeisterei Revierwasserlaufanstalt Freiberg danken wir für die Gewährung des Zugangs zum Gewässer und Herrn Werzner vom Betrieb Freiberg Mulde/Zschopau der Landestalsperrenverwaltung Sachsen für die Übermittlung von Informationen zur aktuellen Bewirtschaftung des Bierwiesenteichs. Für die Nachbestimmung von Laufkäferarten danken wir Dr. Reinhard Reißmann (Freiberg) und Jörg Gebert (Schleife-Rohne). Den Mitarbeitern des Naturschutzinstitutes Freiberg sei für die methodischen Anregungen zu den Freilanduntersuchungen gedankt.

## Literatur

- ARTS, G. H. P. & R. A. J. M. VAN DER HEIJDEN (1990): Germination ecology of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. – *Aquatic Botany* 37: 139–151
- BARKMAN, J., H. DOING & S. SEGAL (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – *Acta Botanica Neerlandica* 13: 394–419
- BEIJERINCK, W. (1947): Zadenatlas der nederlandsche Flora. – Veenmann & Zonen, Wageningen
- BERNHARDT, K.-G. (1993): Untersuchungen zur Besiedlung und Dynamik der Vegetation von Sand- und Schlickpionierstandorten. – *Dissertationes Botanicae* 202
- BIEDERMANN, R. & R. NIEDRINGHAUS (2004): Die Zikaden Deutschlands – Bestimmungstabellen für alle Arten. – WABV, Scheeßel
- BLAB, J. (1984): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. – Kilda-Verlag, Bonn
- BOJNANSKY, V. & A. FARGASOVA (2007): Atlas of Seeds and Fruits of Central and East-European Flora. – Springer, Dordrecht
- BONN, S. & P. POSCHLOD (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. – Quelle & Meyer, Wiesbaden
- BOLENDER, E., C. PRUME, A. STEINHAUSER & R. TROTTMANN (2001): Wiederansiedlung stark gefährdeter amphibischer und aquatischer Pflanzengemeinschaften (Wassernuß- und Schlammlingsfluren) unter Nutzung des natürlichen Diasporenpotenzials benachbarter Standorte im Gebiet der Mittleren Elbe. – *Natur und Landschaft* 76: 113–119
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Aufl., Springer, Wien
- CAPPERS, R. T. J., R. M. BEKKER & J. E. A. JANS (2006): Digitale Zadenatlas van Nederland. Groningen Archaeological Studies. Vol. 4. – Barkhuis Publishing & Groningen University Library, Groningen

- CLAUS, S. (2010): Einfluss des Bespannungsregimes von Bergwerksteichen auf das Vorkommen von Diasporen der Teichbodenvegetation. – unveröffentl. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie
- DEVRIESE, H. (1989): Determinatie van Tetrigidae. – Saltabel 2: 30–32
- GOLDE, A. (2000): Untersuchungen zu Vorkommen und Ausbildungsformen der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften an den Bergbauteichen zwischen Freiberg und Olbernhau unter besonderer Berücksichtigung des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*). – unveröff. Gutachten, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul
- GOLDE, A. (2007): Die Teichbodenvegetation des Inselteiches Helbigsdorf und ihre Beziehung zu den Nanocyperion-Gesellschaften der Freiburger Bergbauteiche. – Mitteilungen des Naturschutzesinstitutes Freiberg 3: 2–8
- GOLDE, A. & M. OLIAS (2011): Floristische Neufunde und Fundortbestätigungen im Freiburger Gebiet (6. Beitrag). – Mitteilungen des Naturschutzesinstitutes Freiberg 6/7: 47–55
- GRÜNE LIGA OSTERZGEBIRGE (Hrsg.) (2007): Naturführer Ost-Erzgebirge. Bd. 1–3. – Sandstein Verlag, Dresden
- HANF, M. (1999): Ackerunkräuter Europas mit ihren Keimlingen und Samen. – 4. Aufl., BLV Verlagsgesellschaft, München
- IRMSCHER, B. (1994): Beitrag zur Vegetation auf nacktem Teichschlamm des Berthelsdorfer Hüttenteichs bei Freiberg in Sachsen. – Veröffentlichungen Museum für Naturkunde Chemnitz 17: 67–82
- JOHN, H., R. ACHTZIGER, A. GÜNTHER, E. RICHERT, J. KUGLER, B. MIEKLEY & M. OLIAS (2010): Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietsgeschichte und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz. – unveröffentl. Bericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie Bd. E1. – Goecke & Evers, Krefeld
- KRIEGBAUM, H. (1999): Erfolgskontrollen des Naturschutzes in Bayern – eine Übersicht bisheriger Ergebnisse. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Effizienzkontrollen im Naturschutz. – Schriftenreihe Heft 150, Beiträge zum Artenschutz 22: 11–58
- MAURER, R. & F. MARTI (1999): Begriffsbildung zur Erfolgskontrolle im Natur- und Landschaftsschutz: Empfehlungen. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern (Reihe Vollzug. Umwelt)
- MEISSNER, K. (2008): Analyse zum Potenzial der hydrochoren Diasporenausbreitung bei ausgewählten Arten der Teichbodenvegetation. – unveröffentl.

Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie

- PETERSEN, B., G. ELLWANGER, G. BIEWALD, U. HAUKE, G. LUDWIG, P. PRETSCHER, E. SCHRÖDER & A. SSMYANK (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Bd. 1: Pflanzen und Wirbellose. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69
- PETZOLD, S. (2002): Untersuchungen zum Diasporenvorrat im Schlamm des Oberen Teiches in Großhartmannsdorf unter besonderer Berücksichtigung von *Coleanthus subtilis*. – unveröff. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie
- POSCHLOD, P., S. BONN & U. BAUER (1996): Management Stehgewässer. Ökologie und Management periodisch abgelassener und trockenfallender kleiner Stehgewässer im schwäbischen und Oberschwäbischen Voralpengebiet – Vegetationskundlicher Teil. In: ZINTZ, K. & P. POSCHLOD (Hrsg.): Ökologie und Management periodisch abgelassener und trockenfallender kleinerer Stehgewässer im Oberschwäbischen und Schwäbischen Voralpengebiet. – Veröffentlichungen Projekt Angewandte Ökologie 17: 287–501
- RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (2002): Monitoring und Erfolgskontrollen im Naturschutz – eine Einführung unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer. – Angewandte Carabidologie 4/5: 49–61
- ROBE, W. E. & H. GRIFFITHS (1998): Adaptations for an amphibious life: changes in leaf morphology, growth rate, carbon and nitrogen investment, and reproduction during adjustment to emersion by the freshwater macrophyte *Littorella uniflora*. – New Phytologist 140: 9–23
- SALISBURY, E. J. (1970): The pioneer vegetation of exposed muds and its biological features. – Philosophical Transactions of the Royal Society of London. 259: 207–255
- SCHULZ, D. (2000): Rote Liste Farn- und Samenpflanzen. – 2. Aufl., Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul
- SIELAND, R., K. TAUTENHAHN, H. JOHN, K. MEISSNER & R. ACHTZIGER (2008): Zeitliche Entwicklung des Strandlings (*Littorella uniflora*) und der Gewässertrübung in vier Freiburger Bergwerksteichen im Jahr 2006. – Mitteilungen des Naturschutzesinstitutes Freiberg Heft 4: 46–61
- SOMMERHÄUSER, M. (2005): Gewässer ohne Wasser? – Ökologie und Management temporärer Gewässer. – In: „Erfahrungen zur Niedrigwasserbewirtschaftung“, BfG-Veranstaltungen 5/2005: 68–78
- TRAUTNER, J., K. GEIGENMÜLLER & B. DIEHL (1984): Laufkäfer. – 2. Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Göttingen

- WAGNER, E. (1961): Heteroptera – Hemiptera. – In: Brohmer, P., P. Ehrmann & G. Ulmer (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas. Bd. IV, 3 (Xa) – Quelle & Meyer, Leipzig
- WICHE, O. (2009): Untersuchungen zur epigäischen Teichbodenfauna in Bergwerksteichen der Revierwasserlaufanstalt Freiberg – der Bierwiesenteich bei Pfaffroda (Lkr. Mittelsachsen). Einfluss von Substrat, Durchfeuchtung und Vegetationsdeckung. – unveröff. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie
- WILSDORF, H. (1964): Umriss der alten bergmännischen Wasserwirtschaft auf dem Freiburger Bergrevier. – Festschrift zum 100-jährigen Bestehen des Naturkundemuseums. Freiberg, S. 107–152 und Kartenbeilage
- WINKLER, C. (2010): Erfolgskontrolle zur Entwicklungsmaßnahme „Wasserstandsabsenkung des Bierwiesenteiches (Nähe Pfaffroda)“ hinsichtlich der Etablierung von Teichbodenvegetation. – unveröff. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie

### **Anschriften der Verfasser**

Stefanie Claus, Winklerstraße 14, 09599 Freiberg  
E-Mail: Stefanie.Claus@student.tu-freiberg.de

Christian Winkler, Glauchauer Straße 9, 09113 Chemnitz  
E-Mail: winkler.christian84@googlemail.com

Henriette John\*, Dr. Elke Richert, Dr. Roland Achtziger, Dr. André Günther,  
Oliver Wiche  
TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie  
Leipziger Straße 29, 09599 Freiberg  
E-Mail: henriette.john@ioez.tu-freiberg.de, elke.richert@ioez.tu-freiberg.de,  
achtzig@ioez.tu-freiberg.de, andre.guenther@ioez.tu-freiberg.de, oliver.wiche@ioez.tu-freiberg.de

\* korrespondierende Autorin