

Endbericht zum Berichtszeitraum 01.01.2007 bis 30.06.2010

Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietsgeschichte und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz



Aktenzeichen DBU: 24796 – 33/2

TU Bergakademie Freiberg
Institut für Biowissenschaften
AG Biologie/Ökologie
Prof. Dr. Hermann Heilmeier (Projektleitung)



Kooperationspartner:

Naturschutzzentrum Freiberg (NSI)
Institut für Wissenschafts- und Technikgeschichte (IWTG),
TU Bergakademie Freiberg

Verfasser: Dipl.-Geoökol. Henriette John (AG Bio/Öko)
Dr. Roland Achtziger (AG Bio/Öko)
Dr. André Günther (AG Bio/Öko)
Dr. Elke Richert (AG Bio/Öko)
Dipl.-Geol. (FH) Jens Kugler (IWTG)
Dipl.-Ind.-Arch. Britta Miekley (IWTG)
Dipl.-Ing. (FH) Marko Olias (NSI)

Unterstützende Einrichtungen:

Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen,
Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau
Bereichsstauemeisterei Revierwasserlaufanstalt Freiberg
Förderverein Montanregion Erzgebirge e.V.
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Lehrstuhl für Physische Geographie, Friedrich-Schiller-Universität Jena

Projektlaufzeit: 01.01.2007 bis 30.06.2010



Freiberg, Juni 2010

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	24796 – 33/2	Referat	33/2	Fördersumme	111.890,00 Euro
----	---------------------	---------	-------------	-------------	------------------------

Antragstitel	Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietshistorie und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz
---------------------	--

Stichworte

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
3 ½ Jahre	01.01.2007	30.06.2010	

Zwischenberichte	31.12.2007, 31.12.2008
------------------	------------------------

Bewilligungsempfänger	TU Bergakademie Freiberg Institut für Biowissenschaften AG Biologie/Ökologie	Tel	03731/39-3208
		Fax	03731/39-3012
		Projektleitung	
		Prof. Dr. Hermann Heilmeyer	
	09596 Freiberg/Sachsen	Bearbeiter	
		Dipl.-Geoökol. Henriette John	

Kooperationspartner	Naturschutzinstitut Freiberg, Waisenhausstraße 10, 09599 Freiberg Institut für Wissenschafts- und Technikgeschichte der TU Bergakademie Freiberg, 09596 Freiberg
Unterstützende Einrichtungen	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau und Bereichsstauemeisterei der Revierwasserlaufanstalt Freiberg), 09514 Lengfeld Förderverein Montanregion Erzgebirge e.V., 09599 Freiberg Sächsisches Landesamt f. Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 09599 Freiberg

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Das historisch „gewachsene“ Kunstgraben- und Teichsystem der Revierwasserlaufanstalt Freiberg (RWA) steht heute z. T. unter Denkmalschutz und wird vielfältig genutzt. Nutzungsbedingt kam und kommt es in den so genannten Bergwerksteichen zu erheblichen Wasserstandsabsenkungen, die zur Etablierung einer europaweit bedeutsamen, einzigartigen Teichbodenvegetation führ(t)en. Diese besteht aus Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften (Littorelletalia und Isoëto-Nanojuncetea) mit dem Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*). Die Lebensräume als auch zahlreiche Arten sind geschützt bzw. stark gefährdet. Der Kenntnisstand zu den ökologischen Ansprüchen und Ausbreitungsmechanismen dieser Arten, auf dem die zu Projektbeginn bestehenden Naturschutzmaßnahmen beruhen, wies z. T. erhebliche Lücken auf. Zusätzlich waren die bislang unberücksichtigte Historie, der Flächenrückgang einzelner Arten und zukünftig angestrebte Nutzungsänderungen Anlass für das Projekt. Ziel war, die Voraussetzungen für den nachhaltigen Schutz der einzigartigen Teichbodenvegetation zu schaffen, indem Maßnahmen zum Schutz und zur weiteren Entwicklung abgeleitet, umgesetzt und in ein Managementkonzept integriert werden. So soll durch eine angepasste Nutzung des Kunstgraben- und Teichsystems der langfristige Erhalt der Teichbodenvegetation gewährleistet werden.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Zum Abbau der Kenntnisdefizite dienten die Rekonstruktion der Gebiets-/Nutzungshistorie mittels Archivarbeit, die Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte durch Samen im Teichsediment gekoppelt mit ¹⁴C-Datierungen sowie Untersuchungen zu ökologischen Ansprüchen und Ausbreitungsmechanismen der Arten in Form von Keimungs- und Kultivierungsversuchen im Labor sowie verschiedenen Freilandexperimenten. Auf dieser Basis wurden Entwicklungsmaßnahmen zur Zustandsverbesserung bzw. Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation abgeleitet und erprobt. All dies ermöglichte eine Defizitanalyse zum Status quo, die wiederum die Grundlage für die Ableitung naturschutzfachlicher Mindestanforderungen für das Gesamtsystem bildete. Diese gewährleisteten gemeinsam mit den untereinander und mit den Naturschutzbelangen abzugleichenden Nutzungsinteressen die zielgerichtete Formulierung genereller Leitlinien und Handlungsspielräume für eine nachhaltige Nutzung und schließlich die Ableitung geeigneter Maßnahmen als Bestandteil eines Managementkonzepts, wobei lokale/regionale Akteure sowie Nutzer des Systems mitwirkten.

Ergebnisse und Diskussion

Die anhand von Archivarbeit und Sedimentkernanalysen rekonstruierte Gebiets- und Nutzungshistorie ausgewählter Teiche ergab deutliche Unterschiede zwischen diesen, die vor allem aus der unterschiedlich starken Beeinflussung durch das Hüttenwesen resultierten. Die Anlage der Teiche ist durch Veränderungen mehrerer physikalischer und geochemischer Parameter in den Sedimentkernen sichtbar. Sedimente, die sich im Übergangsbereich vom bodenartigen Substrat zum Teichsediment befinden, konnten mittels ¹⁴C-Methode etwa auf den recherchierten Zeitraum der Anlage der Teiche datiert werden. Seit ihrer Anlage bis heute sind vor allem Änderungen im Schwermetall- und Organikgehalt festzustellen. Die Analyse von Samen und Früchten in den Sedimentkernen der ausgewählten Teiche zur Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte ergab, dass sich die Arten der Teichbodenvegetation, insbesondere der Zwergbinsengesellschaften, bereits kurz nach Anlage der Teiche (z. T. im 16. Jahrhundert), also weit vor der ersten Dokumentation in der Literatur, angesiedelt haben. Ihr Vorkommen im Untersuchungsgebiet hat nach den Resultaten der Kartierung der realen Vegetation sowie den Diasporenbankanalysen bis heute Bestand. Für einige Gewässer gelangen Neunachweise der Arten, doch ist z. T. ein Flächenrückgang zu beobachten bzw. fehlen in einzelnen Gewässern aktuelle Nachweise. Die Untersuchungen zu den ökologischen Ansprüchen der Arten ergaben, dass die Ursachen für den Rückgang des Strandlings (*Littorella uniflora*) in erster Linie in der Trübung durch Blaualgenblüten liegen, die wiederum in einer permanent hohen Bespannung und der damit verbundenen Anreicherung an Nährstoffen begründet sind. Darüber hinaus konnte festgestellt werden, dass das Bespannungsregime (Zeitpunkt, Dauer und Häufigkeit von Wasserspiegelabsenkungen) entscheidend für die Ausprägung der Zwergbinsengesellschaften und ihre Diasporenbank ist. Der ideale Zeitpunkt für den Beginn einer (Teil-)Entleerung ist Spätsommer bis Herbst, da in dieser Zeit die für die Keimung notwendigen Temperaturschwankungen herrschen und die Gefahr von entwicklungshemmenden Kälteeinbrüchen gering ist. Die Dauer sollte etwa 10 Wochen umfassen, da die Arten in dieser Zeit ihren gesamten Lebenszyklus sicher durchlaufen können und die Gefahr der Reproduktion konkurrenzstärkerer Arten gering ist. Mit einer 2-maligen Absenkung in 10 Jahren können gut ausgeprägte Bestände erhalten werden. Die Untersuchungen zu den ökologischen Ansprüchen von *Coleanthus subtilis* ergaben, dass die Art in Abhängigkeit von Temperaturschwankungen auch unter Wasser keimen kann. Die Keimlinge waren unter Laborbedingungen in der Lage, 21 Tage unter Wasser zu überleben und sich nach Beendigung der Überstauung bis zur Samenreife zu entwickeln, so dass während einer Teilentleerung eines Gewässers auftretende plötzliche und starke Niederschlagsereignisse kurzzeitig toleriert werden können. Für das Vorkommen von *C. subtilis* ist ein niedriger pH-Wert des Substrates ein entscheidender Standortfaktor. Substrate aus derzeit nicht von *C. subtilis* besiedelten Gewässern in räumlicher Nähe zu besiedelten Gewässern waren für die Keimung geeignet. Für Arten der Zwergbinsengesellschaften wurde der Einfluss anaerober Sedimentbedingungen, wie sie in einzelnen Gewässern bei längerer Bespannung auftreten, auf die Keimfähigkeit der Samen untersucht und dabei im Vergleich zu einer aeroben Lagerung eine Verringerung der Keimrate festgestellt. Der Samentransport über den Wasserweg stellt einen wichtigen Ausbreitungsmechanismus im Untersuchungsgebiet dar, was u. a. durch Überstauungsversuche im Labor und durch Samennachweise im Wasserkörper sowie in Sedimenten der Kunstgräben und Röschen der RWA gezeigt wurde. Dabei können die Samen nachweislich Entfernungen von mehreren Kilometern zurücklegen und zumindest im Labor über 1 Jahr schwimmen. Mit einer gezielten Teilentleerung wurde eine Entwicklungsmaßnahme zur Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation erfolgreich durchgeführt, wobei auch positive Effekte für die Diasporenbank und Fauna auftraten.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Das Projekt wurde durch zahlreiche Vorträge auf regionalen, nationalen und internationalen Tagungen in den Fachbereichen Botanik, Naturschutz und Biodiversität vorgestellt. Darüber hinaus wurden Poster zu ausgewählten Fragestellungen auf internationalen Tagungen, u. a. in Südafrika und Luxemburg, präsentiert und herausragende Ergebnisse in der Literatur veröffentlicht. Ein Höhepunkt der Öffentlichkeitsarbeit war die Mitausrichtung der 55. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft sächsischer Botaniker mit Vorträgen und Exkursionen zum Kunstgraben- und Teichsystem der RWA.

Fazit

Die Projektziele konnten entsprechend dem Antrag erreicht werden. Dazu zählten die Rekonstruktion der Gebiets-/Nutzungs- und Vegetationsgeschichte, die Erfassung der aktuellen Verbreitung der Arten der Teichbodenvegetation sowie umfangreiche Untersuchungen zu den ökologischen Ansprüchen der Arten und ihrer Ausbreitsbiologie. Aus diesen Ergebnissen wurden Entwicklungsmaßnahmen abgeleitet und in ausgewählten Gewässern erfolgreich erprobt. Die Erkenntnisse aus den Grundlagenuntersuchungen und den Erfolgskontrollen zu den Entwicklungsmaßnahmen bildeten die Basis für die Ableitung von naturschutzfachlichen Handlungsempfehlungen. Diese wurden in den Managementplan zum FFH-Gebiet „Freiberger Bergwerksteiche“ integriert und stehen somit den Nutzern des Systems als wichtige Leitlinien für die Bewirtschaftung zur Verfügung. Bei Realisierung des zukünftigen Gebietsmanagements entsprechend der entwickelten Planung sind ein langfristiger Erhalt und eine weitere Zustandverbesserung der Teichboden-gesellschaften zu erwarten. Die Arbeit mit den Kooperationspartnern gestaltete sich sehr gewinnbringend.

Danksagung

Hiermit danken wir der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU; Förderziffer 24796–33/2) für die finanzielle Unterstützung, die die vorliegende Arbeit ermöglichte.

Allen Projektpartnern sei ebenfalls herzlich für die gute Zusammenarbeit gedankt. Ohne sie wäre die vorliegende Arbeit nicht durchführbar gewesen. So haben insbesondere Jens Kugler und Britta Miekley vom Institut für Wissenschafts- und Technikgeschichte (IWTG) der TU Bergakademie Freiberg durch ihre umfassenden Archivstudien einen enormen Anteil an der Rekonstruktion der Gebiets- und Nutzungshistorie geleistet. Prof. Dr. Helmut Albrecht und Dr. Norman Pohl (beide IWTG) danken wir für die fachliche Unterstützung im Rahmen der Projektdurchführung.

Marko Olias und Andreas Golde vom Naturschutzzentrum Freiberg (NSI) haben historische Aufzeichnungen über Artvorkommen seit der Erstbeschreibung im Gebiet 1904 bereitgestellt und maßgeblich bei der Ableitung von naturschutzfachlichen Handlungsempfehlungen und deren Integration in das Nutzungskonzept mitgewirkt, wofür wir ihnen sehr dankbar sind.

Ohne die Unterstützung durch die Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, insbesondere den Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau mit der Bereichsstauemeisterei Revierwasserlaufanstalt Freiberg, wäre eine Reihe von Untersuchungen und Maßnahmenproben nicht möglich gewesen. So bestand eine intensive Kommunikation bezüglich der Bewirtschaftung der Teiche sowie der Wasserqualität und eine Reihe von Gewässern wurde zielgerichtet für die Untersuchung wichtiger Fragestellungen sowie die Durchführung von Entwicklungsmaßnahmen im Rahmen des Projekts (teil-)entleert. Unser besonderer Dank gilt Herrn Zschammer, Herrn Werzner, Herrn Wagner und Herrn Schröter.

Herrn Dr. Roland Ladwig vom Förderverein Montanregion Erzgebirge e.V. sei für die Bereitstellung der Datenbank zur Montanregion Erzgebirge gedankt, die wichtige Anknüpfungspunkte für die Archivstudien bot.

Hinsichtlich der Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte gebührt Dr. Kurt Goth vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie ein Dankeschön für die methodischen Hinweise zur Großrestanalyse. Er hat darüber hinaus den Kontakt zum Lehrstuhl für Physische Geographie der Friedrich-Schiller-Universität Jena vermittelt, mit dem sich eine sehr konstruktive Zusammenarbeit entwickelt hat, die von der Sedimentkernprobenahme bis hin zur physikalisch/geochemischen Analytik und Dateninterpretation reichte.

Des Weiteren möchten wir uns herzlich bei der Unteren Naturschutzbehörde, Landratsamt Freiberg (jetzt Mittelsachsen) für die Erteilung einer Ausnahmegenehmigung zur Saatgutentnahme von der geschützten Art *Coleanthus subtilis* bedanken, die die Durchführung von Keimungsversuchen erst ermöglichte.

Abschließend bedanken wir uns herzlich bei allen Studentinnen und Studenten, die in vielfältiger Weise im Rahmen von Lehrveranstaltungen, Qualifizierungsarbeiten und als Hilfskräfte wertvolle Mitarbeit im Projekt leisteten.

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung und Summary	11
2	Einleitung und Zielstellung des Projekts	14
3	Aktueller Wissensstand	16
3.1	Die Pflanzengemeinschaften und Arten der Teichbodenvegetation	16
3.1.1	Ausbreitungsmechanismen der Arten der Teichbodenvegetation.....	17
3.1.2	Ansprüche der Teichbodenvegetation an das Substrat.....	16
3.1.3	Ansprüche der Teichbodenvegetation an Bespannungsregime und klimatische Faktoren	16
3.2	Vegetationsgeschichte	18
3.3	Gebiets- und Nutzungshistorie	18
3.4	Derzeitige Schutzkonzepte	18
4	Untersuchungsgebiet	19
4.1	Naturräumliche Einordnung	19
4.2	Historie	20
4.3	Charakteristik und Nutzung der einzelnen Gewässer	20
4.4	Naturschutzfachliche Bedeutung	22
5	Übersicht der Themenfelder und Arbeitsschritte	24
6	Analysen zur Gebietshistorie und Vegetationsgeschichte	27
6.1	Einleitung	27
6.2	Methoden	27
6.2.1	Archivstudien zur Gebiets- und Nutzungshistorie	27
6.2.2	Bohrkernentnahme	28
6.2.3	Physikalische und geochemische Analyse der Bohrkerne sowie Altersdatierung	29
6.2.4	Großrestanalyse und Rekonstruktion der Besiedelung	29
6.3	Ergebnisse	29
6.3.1	Ergebnisse der Archivstudien zur Rekonstruktion von Gebiets- und Nutzungshistorie	29
	(a) Zur Gebiets- und Nutzungshistorie des Großhartmannsdorfer Großteichs	29
	(b) Zur Gebiets- und Nutzungshistorie des Berthelsdorfer Hüttenteichs	31
6.3.2	Ergebnisse der Recherchen zum historischen Bespannungsregime der Teiche.....	33
6.3.3	Ergebnisse der physikalischen und geochemischen Analyse der Bohrkerne sowie Altersdatierung.....	33
	(a) Physikalische und geochemische Sedimentbeschaffenheit	35
	(b) Datierung	36
6.3.4	Ergebnisse der Großrestanalyse der gehobenen Sedimentkerne.....	37
6.3.5	Vorkommen der Arten der Teichbodenvegetation, insbesondere <i>C. subtilis</i> zwischen 1900 und 2000 in den Gewässern des Untersuchungsgebiets.....	38
6.4	Diskussion	40
6.5	Zusammenfassung	40
7	Analysen zur Verbreitung und zu Standortansprüchen der Arten	41
7.1	Einleitung	41
7.2	Methoden	42
7.2.1	Erfassung der Artvorkommen in der reellen Vegetation	42
7.2.2	Diasporenbankanalysen	42
	(a) Siebspülverfahren	43
	(b) Ausstreichverfahren	43
	(c) Keimungsversuche	43
7.2.3	Analysen zum Einfluss des Bespannungsregimes auf die Diasporenbank	44
7.2.4	Analysen zur Eignung eines bisher unbesiedelten Teichsubstrates für die Samenkeimung	44

7.2.5	Untersuchungen zum Einfluss anaerober Sedimentbedingungen auf die Keimfähigkeit der Samen.....	44
7.2.6	Analysen zur Phänologie der Arten	45
7.2.7	Analysen der Gewässertrübung als potentiellm Einflussfaktor auf die Entwicklung von <i>Littorella uniflora</i>	45
	(a) Erfassung der Strandlingsrasen.....	45
	(b) Messung der Gewässertrübung in Freiland und Labor.....	46
	(c) Analyse der Trübungskomponenten	47
	(d) Kultivierungsversuche bei unterschiedlichen Nitratgehalten und Trübungen.....	47
	(e) Fortführung und Ausweitung.....	47
7.2.8	Methoden zur Analyse von Standortparametern für <i>Coleanthus subtilis</i>	48
7.2.9	Analysen zur submersen Keimung von <i>Coleanthus subtilis</i> und zur Überlebensdauer der Keimlinge unter Wasser.....	49
7.3	Ergebnisse	50
7.3.1	Verbreitung der Teichbodenarten in der realen Vegetation	50
7.3.2	Verbreitung der Arten in der Diasporenbank ausgewählter Teiche	51
7.3.3	Eignung eines bisher unbesiedelten Teichsubstrates für die Samenkeimung	53
7.3.4	Einfluss der Lagerung in anaerobem Milieu auf die Keimung von Samen	54
7.3.5	Phänologie der Arten	55
7.3.6	Einfluss des Bspannungsregimes auf die Samenzahl und Artenzusammensetzung in der Diasporenbank	56
7.3.7	Einfluss der Gewässertrübung auf Verbreitung und Vitalität von <i>Littorella uniflora</i>	59
	(a) Zeitliche Entwicklung der Strandlingsbestände	59
	(b) Verlauf der Trübungssituation in den einzelnen Teichen.....	59
	(c) Analyse der Trübungsbestandteile.....	60
	(d) Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlich hoher Wassertrübung auf die Photosyntheseaktivität des Strandlings.....	61
	(e) Resümee: Trübungssituation und Strandlingsentwicklung.....	62
7.3.8	Untersuchungen zum potenziellen Einfluss von Standortfaktoren auf das Vorkommen von <i>Coleanthus subtilis</i>	63
7.3.9	Submerse Keimung und Überlebensrate der Keimlinge von <i>Coleanthus subtilis</i> unter Wasser.....	65
7.4	Diskussion	65
7.5	Zusammenfassung	67
8	Analysen zur Ausbreitungsbiologie der Arten und zum Besiedlungspotenzial ausgewählter Teiche	69
8.1	Einleitung	69
8.2	Methoden	69
8.2.1	Laborversuche zum Schwimmverhalten der Samen	69
	(a) Überstauungsversuche	69
	(b) Schwimm-Sink-Versuche.....	71
8.2.2	Samenfänge im Wasserkörper und Auslass	72
8.2.3	Analyse der Samenbank im Kunstgraben- und Röschensystem	73
8.2.4	Existenz weiterer Ausbreitungswege?	73
8.2.5	Analysen zur anthropogenen Samenausbreitung über an Stiefeln haftendem Substrat	73
8.3	Ergebnisse	74
8.3.1	Überstauungsversuche	74
8.3.2	Schwimm-Sink-Versuche	74
	(a) Schwimmdauer der Samen	74
	(b) Bedeutung des spezifischen Gewichts und der Samenstruktur für die Schwimmdauer.....	75
8.3.3	Samennachweise im Wasserkörper und auf der Wasseroberfläche	77
8.3.4	Samennachweise im Auslass.....	77
8.3.5	Samenbank im Kunstgraben- und Röschensystem	78
8.3.6	Weitere Hinweise für hydrochore Ausbreitung	79
8.3.7	Existenz anderer Ausbreitungsmechanismen – Ausbreitung über Wasservögel	79
8.3.8	Existenz anderer Ausbreitungsmechanismen – Potenzial der Ausbreitung über Stiefel.....	79

8.4	Diskussion	80
8.5	Zusammenfassung.....	81
9	Erprobung und naturschutzfachliche Erfolgskontrolle von durchgeführten Entwicklungsmaßnahmen	82
9.1	Einleitung.....	82
9.2	Entwicklungsmaßnahmen zur Zustandsverbesserung der Strandlingsgesellschaften am Beispiel des Berthelsdorfer Hüttenteichs	83
9.2.1	Ableitung und Durchführung der Maßnahme	83
9.2.2	Methoden der Erfolgskontrolle	83
9.2.3	Ergebnisse der Erfolgskontrolle.....	83
9.3	Entwicklungsmaßnahmen zur Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation – Teilentleerung Bierwiesenteich.....	84
9.3.1	Ableitung und Durchführung der Maßnahme	84
9.3.2	Methoden der Erfolgskontrolle	84
	(a) Erfassung der Entwicklung der Teichbodenvegetation	84
	(b) Analyse der Diasporenbank	84
	(c) Methoden zur Erfassung der epigäischen Fauna	84
9.3.3	Ergebnisse der Erfolgskontrolle.....	85
	(a) Erfolgskontrolle anhand der Entwicklung der Teichbodenvegetation	85
	(b) Erfolgskontrolle der Verbesserung der Diasporenbank	87
	(c) Erfolgskontrolle anhand der Besiedelung der trocken gefallen Teichböden durch wirbellose Tiere	87
9.4	Entwicklungsmaßnahmen zur Aktivierung von Diasporenbankpotenzialen – Teilentleerung Rothbacher Teich	90
9.4.1	Ableitung und Durchführung der Maßnahme	90
9.4.2	Methoden	90
9.4.3	Ergebnisse der Erfolgskontrolle.....	90
9.5	Naturschutzfachliche Bewertung der Entwicklungsmaßnahmen	92
9.5.1	Maßnahme zur Zustandsverbesserung der Strandlingsgesellschaften	92
9.5.2	Entwicklungsmaßnahmen zur Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation und zur Aktivierung von Diasporenbankpotenzialen.....	93
9.6	Zusammenfassung.....	94
10	Zusammenfassung der Ergebnisse aus allen Themenfeldern	96
11	Naturschutzfachliche Handlungsempfehlungen	100
11.1	Einleitung.....	100
11.2	Grundsätze des Nutzungs- und Managementkonzeptes.....	101
11.2.1	Bespannungsregime	102
11.2.2	Gewässerchemismus und Trübung	103
11.3	Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen	103
11.4	Verbleibende Konflikte	105
12	Zusammenarbeit mit Projektpartnern und Öffentlichkeitsarbeit	106
12.1	Zusammenarbeit mit Akteuren	106
12.2	Öffentlichkeitsarbeit.....	107
12.2.1	Homepage, Presse	107
12.2.2	Öffentliche Exkursionen	107
12.2.3	Vorträge	107
12.2.4	Posterbeiträge auf Tagungen.....	108
12.2.5	Veröffentlichungen	108
12.3	Qualifizierungsarbeiten im Rahmen des Projektes	109
13	Literatur	110

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Wichtige Klimadaten des Osterzgebirges.....	19
Tabelle 2: Kenngrößen der untersuchten Gewässer.....	21
Tabelle 3: Themenfelder und Arbeitsschritte des Projektes GehVege.....	24
Tabelle 4: Übersicht über die an den einzelnen Gewässern durchgeführten Untersuchungen.....	25
Tabelle 5: Wichtige Meilensteine in der Geschichte des Großhartmannsdorfer Großteichs.....	30
Tabelle 6: Wichtige Meilensteine in der Geschichte des Berthelsdorfer Hüttenteichs	31
Tabelle 7: Bekannte Unwetterereignisse im Untersuchungsgebiet.....	32
Tabelle 8: Umrechnung der Hochwasser- und Unwetterjahre auf Kerntiefen.....	37
Tabelle 9: Nachweise und (potenzielle Vorkommen) von <i>Coleanthus subtilis</i> seit der Erstbeschreibung für das Untersuchungsgebiet durch SCHORLER 1904 bis 2000.....	39
Tabelle 10: Einbezogene Gewässer zur Analyse von Standortparametern mit Angaben zum (aktuellen) Vorkommen von <i>C. subtilis</i> und die Einbindung in die Revierwasserlaufanstalt.....	48
Tabelle 11: Nachweise von <i>Littorella uniflora</i> und <i>Coleanthus subtilis</i> in den untersuchten Gewässern im Zeitraum 2000 bis 2010.....	50
Tabelle 12: Ergebnisse der an 6 Teichen durchgeführten Diasporenbankuntersuchungen.....	52
Tabelle 13: Ergebnisse der Keimungsversuche auf Sediment des Inselteichs Helbigsdorf (IT) im Vergleich zum Berthelsdorfer Hüttenteich (BT) und Filterpapier (FP).....	54
Tabelle 14: Keimraten von <i>Coleanthus subtilis</i> , <i>Limosella aquatica</i> und <i>Gnaphalium uliginosum</i> nach 28-wöchiger aerober (H ₂ O) und anaerober Lagerung (Substrat des Berthelsdorfer Hüttenteiches BT und des Helbigsdorfer Inselteiches IT).....	54
Tabelle 15: Beginn und Dauer unterschiedlicher phänologischer Stadien von <i>Littorella uniflora</i> etwa ab der 5. Woche nach dem Trockenfallen.....	55
Tabelle 16: Beginn und Dauer unterschiedlicher phänologischer Stadien von <i>Limosella aquatica</i> etwa ab der 5. Woche nach dem Trockenfallen.....	55
Tabelle 17: Beginn und Dauer unterschiedlicher phänologischer Stadien von <i>Gnaphalium uliginosum</i> etwa ab der 5. Woche nach dem Trockenfallen.....	55
Tabelle 18: Vergleich der mit Hilfe des Siebspülverfahrens nachgewiesenen Gesamtanzahl an Samen von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften der Freiburger Bergwerksteiche für die unterschiedlich bespannten Gewässer.....	56
Tabelle 19: Anzahl der Keimlinge, die durch das Ausstreichverfahren mit Substrat aus 3 Teichen nachgewiesen wurden. Für den Berthelsdorfer Hüttenteich lagen 3, für die beiden anderen Gewässer jeweils 4 Proben vor.....	57
Tabelle 20: Gegenüberstellung der Wasserspiegelschwankungen mit der Häufigkeit von <i>Coleanthus subtilis</i> in der realen Vegetation.....	58
Tabelle 21: Gegenüberstellung der Gewässertrübung mit Häufigkeit und Vitalität von <i>Littorella uniflora</i> in ausgewählten Teichen.....	63
Tabelle 22: Ergebnisse der chemischen Analysen von Sedimentproben aus 25 Gewässern.....	64
Tabelle 23: Ergebnisse der Kescherproben des Wasserkörpers (erste Zahl) und der Wasseroberfläche (zweite Zahl) des Dittmannsdorfer Teiches aus 2007.....	77
Tabelle 24: Übersicht der Samennachweise am Grundablass des Dittmannsdorfer Teiches aus 2007.....	78
Tabelle 25: Anzahl nachgewiesener Samen von für die Teichbodenvegetation charakteristischen Arten in Sedimentproben aus verschiedenen Röschen	78
Tabelle 26: Anzahl der nachgewiesenen Samen in an Stiefeln von insgesamt 42 Personen haftenden Sedimenten.....	79
Tabelle 27: Flächengrößen ausgewählter Vegetationseinheiten auf den frei gefallenen Teichbodenflächen des Bierwiesenteiches an zwei Untersuchungsterminen zu Beginn und Ende der Wasserstandsabsenkung.....	86
Tabelle 28: Anzahl nachgewiesener Diasporen von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften und hochsteten Begleitern.....	87

Tabelle 29: Zusammenfassung der Ergebnisse aller Themenfelder.....	97
Tabelle 30: Beeinflussbarkeit der Faktoren für das Auftreten von Zwergbinsen- und Strahlingsgesellschaften an den Bergbauteichen zwischen Freiberg und Olbernhau.....	101

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Entnahme von Sedimentkernen.....	28
Abb. 2: Ergebnisse der Sedimentkernanalysen im Berthelsdorfer Hüttenteich (oben) und im Großhartmannsdorfer Großteich (unten) hinsichtlich Korngrößenverteilung, Blei-, Phosphor- und Organikgehalte sowie Großreste (Samen und Früchte) im Tiefenprofil.....	33
Abb. 3: Beispiel einer Röschenprobe fraktioniert von >1000 µm (links) bis <125 µm (rechts).....	43
Abb. 4: Messung der Gewässertrübung im Tiefenprofil mit Hilfe eines Lichtsensors.....	46
Abb. 5: Ansätze des Strandlings (<i>Littorella uniflora</i>) mit 3 verschiedenen Nitratgehalten und Trübungsstufen.....	47
Abb. 6: Versuchsaufbau zur Analyse des submersen Keimungspotenzials von <i>Coleanthus subtilis</i>	49
Abb. 7: Ausdehnung der Strandlingsbestände an den Untersuchungsstellen der drei Teiche Großhartmannsdorfer Großteich (Großteich), Oberer Großhartmannsdorfer Teich (Oberer Teich) und Berthelsdorfer Hüttenteich (Hüttenteich) an den sechs Untersuchungsterminen (aus: SIELAND et al. 2008).	59
Abb. 8: Vergleich der Trübung (TRIX-Werte) der vier Teiche Landteich, Großhartmannsdorfer Großteich (Großteich), Oberer Großhartmannsdorfer Teich (Oberer Teich) und Berthelsdorfer Hüttenteich (Hüttenteich) an den sechs Untersuchungsterminen.....	60
Abb. 9: Abgeschätzter Detritusanteil an der Gesamtheit aller trübungsverursachenden Partikel in den vier Teichen Landteich, Großhartmannsdorfer Großteich (Großteich), Oberer Großhartmannsdorfer Teich (Oberer Teich) und Berthelsdorfer Hüttenteich (Hüttenteich) an den sechs Untersuchungsterminen.....	61
Abb. 10: Nacht-Tag-Differenz des Malatgehalts im Pflanzenextrakt von <i>Littorella uniflora</i> in submersen Versuchsansätzen mit 3 Nitratgehaltsstufen (0, 25, 50 mg/l) und 3 Trübungsstufen (g = gering, m = mittel, h = hoch).....	62
Abb. 11: Mediane des pH-Werts von Sedimentproben in Gewässern ohne <i>Coleanthus subtilis</i> und in Gewässern mit <i>C. subtilis</i>	64
Abb. 12: a) Submerse Keimlinge von <i>Coleanthus subtilis</i> kurz vor der Aussaat, b) ausgesaarter Submerskeimling bis zum Stadium der Samenreife entwickelt.....	65
Abb. 13: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus der Aquarien-Überstauungsversuche.....	70
Abb. 14: Grundablass des Dittmannsdorfer Teiches mit Fangeinrichtung (Foto: K. Meißner).....	72
Abb. 15: Darstellung der Anzahl an der Wasseroberfläche schwimmender Diasporen (summiert über 3 Aquarien) der Überstauungsversuche in Abhängigkeit von der Versuchsdauer.....	74
Abb. 16: Ergebnisse der Schwimm-Sink-Versuche.....	75
Abb. 17: Schwimmfähigkeit in Abhängigkeit vom spezifischen Gewicht der Samen bei den vier untersuchten Pflanzenarten.....	76
Abb. 18: Vegetationsentwicklung am Bierwiesenteich im Zuge der Teilentleerung 2008.....	85
Abb. 19: Entwicklung der Gesamtdeckung auf den Dauerbeobachtungsflächen des Bierwiesenteiches ab dem 1. Untersuchungstermin (etwa 5 Wochen nach Absenken des Wasserstandes).....	86
Abb. 20: An beiden Terminen gemessene Feuchtigkeitswerte auf den Aufnahmeflächen der Transekte mit (a) Sand, (b) Schlamm und (c) Steinen.....	88
Abb. 21: Übersicht über die Hauptlebensraumtypen der Arten der Makrofauna unter Berücksichtigung der Feuchtigkeitspräferenzen.....	89
Abb. 22: Ausgewählte Vertreter der am Bierwiesenteich vorgefundenen Uferarten.....	89
Abb. 23: Vegetationskarte des totalentleerten Rothbacher Teiches 2010 (Bearbeiter: M. Olias).....	91
Abb. 24: Großer Eisvogel (<i>Limenitis populi</i>) bei der Mineralienaufnahme auf einer feuchten Sandfläche am Bierwiesenteich.....	94

Häufig verwendete Abkürzungen

FFH-Richtlinie	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union
FSU Jena	Friedrich-Schiller-Universität Jena
IWTG	Institut für Wissenschafts- und Technikgeschichte der TU Bergakademie Freiberg
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LTV	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
NSI	Naturschutzzinstitut Freiberg
RWA	Revierwasserlaufanstalt Freiberg
SCI	Site of Community Importance (Schutzgebietssystem NATURA 2000 aus FFH-Richtlinie)
SPA	Special Protection Areas (Schutzgebietssystem NATURA 2000 aus EU-Vogelschutz-Richtlinie)

1 Zusammenfassung und Abstract

Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation - Gebietsgeschichte und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz

Zusammenfassung. Das Erzgebirge ist eine seit 8 Jahrhunderten vom Erzbergbau stark geprägte Landschaft mit heute noch weithin sichtbaren Elementen vergangener Bergbauaktivitäten. Ein Beispiel dafür sind die ab dem 16. Jh. zur Aufschlagswassergewinnung 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, die von Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften (*Littorelletalia* und *Isoëto-Nanojuncetea*) mit dem Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) geprägt wird. Diese Art ist europaweit gefährdet und durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Anhänge II und IV) geschützt.

Das von der Deutschen Bundesstiftung (DBU; Kennziffer 24796 – 33/2) geförderte Projekt „Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation - Gebietshistorie und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz“ (GehVege) hat sich zum Ziel gesetzt, angesichts sich abzeichnender zukünftiger Nutzungsänderungen Kenntnislücken zur Geschichte der Teichbodenvegetation im Kontext der Historie des Teichsystems sowie zu den ökologischen Ansprüchen und zu Ausbreitungsmechanismen der Arten zu schließen, um darauf aufbauend Konzepte für Maßnahmen zum Schutz und zur weiteren Entwicklung abzuleiten und erste Maßnahmen gemeinsam mit Projektpartnern aus der Region umzusetzen und zu erproben. Zur Schließung der Kenntnislücken wurden Analysen zur Rekonstruktion der Gebiets-, Nutzungs- und Vegetationsgeschichte mittels Archivarbeit und Untersuchung von Sedimentkernen aus den Teichen vorgenommen sowie umfangreiche Untersuchungen zu ökologischen Ansprüchen und Ausbreitungsmechanismen der Arten der Teichbodenvegetation durchgeführt.

Als wichtigste Ergebnisse aus diesen Grundlagenuntersuchungen können festgehalten werden (vgl. Tabelle 29: Zusammenfassung der Ergebnisse aller Themenfelder., S. 96ff):

- Die Arten der Teichbodenvegetation, insbesondere der Zwergbinsengesellschaften, haben sich bereits kurz nach der Anlage der Teiche (z. T. im 16. Jahrhundert) in diesen angesiedelt.
- Ihr Vorkommen im Untersuchungsgebiet hat bis heute Bestand, doch ist zum Teil ein Flächenrückgang zu beobachten bzw. fehlen in einzelnen Gewässern aktuelle Nachweise.
- Als Ursache für den Rückgang des Strandlings (*Littorella uniflora*) konnte die Trübung identifiziert werden. Diese wird in erster Linie durch Blaualgenblüten in den Sommermonaten hervorgerufen, deren Ursache wiederum eine permanent hohe Bespannung und die damit verbundene Anreicherung an Nährstoffen ist. Erhöhte Nährstoffeinträge aus dem Gewässerumfeld können den Effekt noch verstärken.
- Das Bespannungsregime (Zeitpunkt, Dauer und Häufigkeit von Wasserspiegelabsenkungen) ist entscheidend für die Ausprägung der Zwergbinsengesellschaften. Der ideale Zeitpunkt für den Beginn einer (Teil-)Entleerung ist Spätsommer bis Herbst, da in dieser Zeit die für die Keimung notwendigen Temperaturschwankungen herrschen und die Gefahr von entwicklungshemmenden Kälteeinbrüchen gering ist. Die Dauer sollte etwa 10 Wochen umfassen, da die Arten in dieser Zeit ihren gesamten Lebenszyklus sicher durchlaufen können und die Gefahr der Reproduktion

konkurrenzstärkerer Arten gering ist. Mit einer zweimaligen Absenkung in 10 Jahren können gut ausgeprägte Bestände erhalten werden.

- In Abhängigkeit von Temperaturschwankungen kann *Coleanthus subtilis* auch unter Wasser keimen. Die Keimlinge waren unter Laborbedingungen in der Lage, 21 Tage unter Wasser zu überleben und sich nach Beendigung der Überstauung bis zur Samenreife zu entwickeln.
- Für das Vorkommen von *Coleanthus subtilis* ist ein niedriger pH-Wert zwischen 3,6 und 5 des Substrates ein entscheidender Standortfaktor. Die seitens der Fischereiwirtschaft zur Koi-Herpes Bekämpfung angestrebte Gewässerkalkung ist daher als kritisch zu bewerten.
- Substrate aus Gewässern, die derzeit nicht von *Coleanthus subtilis* besiedelt sind und nicht mit dem Kunstgraben- und Teichsystem vernetzt sind, sich jedoch in räumlicher Nähe dazu befinden, waren für die Keimung der Art geeignet.
- Charakteristisch für diese Gewässer ist häufig ein aufgrund längerer Bespannung anaerobes Sediment. Obwohl bei einer längeren Lagerung von Samen unter diesen Bedingungen deren Keimrate reduziert wird, finden sich bestimmte Arten in der realen Vegetation wieder. Für *Coleanthus subtilis* kann das anaerobe Milieu nicht die alleinige Ursache für das fehlende Vorkommen in diesen Gewässern sein, sondern ist vermutlich auch in einem fehlenden Sameneintrag zu suchen.
- Die Ausbreitung über den Wasserweg stellt einen wichtigen Ausbreitungsmechanismus im Untersuchungsgebiet dar, was u. a. durch Überstauungsversuche im Labor und durch Samennachweise im Wasserkörper sowie in Sedimenten der Kunstgräben und Röschen der RWA gezeigt wurde. Dabei können die Samen nachweislich Entfernungen von mehreren Kilometern zurücklegen und zumindest im Labor über 1 Jahr schwimmen ohne dabei ihre Keimfähigkeit zu verlieren.

Aus diesen Ergebnissen wurden Entwicklungsmaßnahmen zur Zustandsverbesserung und Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation abgeleitet und in ausgewählten Gewässern erprobt. So konnte durch gezielte Wasserstandsabsenkung von Teichen, in denen sich in der Vergangenheit durch fehlende, zu kurze bzw. saisonal ungeeignete Trockenphasen keine Teichbodenvegetation ausbilden konnte, deren Entwicklung erreicht werden. Schon eine einmalige, ausreichend lange Absenkung mit Entwicklung der Arten bis zur Samenreife konnte die Lebensraumtypflächen vergrößern und die Diasporenpotenziale der Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften wesentlich erhöhen. Eine gezielte Wasserstandsabsenkung wird auch für die Regeneration von Strandlingsgesellschaften in Gewässern mit negativem Trübungseinfluss als geeignete Methode angesehen. Die dauerhafte Anpassung des Bespannungsregimes auf einen 1-2(3)jährigen Absenkungszyklus ist Voraussetzung für den langfristigen Erhalt von *L. uniflora*.

Die Erkenntnisse aus den Grundlagenuntersuchungen und den Erfolgskontrollen zu den Entwicklungsmaßnahmen bildeten die Basis für die Ableitung von naturschutzfachlichen Handlungsempfehlungen. Diese wurden in den Managementplan zum FFH-Gebiet „Freiberger Bergwerksteiche“ integriert und stehen somit den Nutzern des Systems als wichtige Leitlinien für die Bewirtschaftung zur Verfügung. Bei Realisierung des zukünftigen Gebietsmanagements entsprechend der entwickelten Planung sind ein langfristiger Erhalt und eine weitere Zustandverbesserung der europaweit gefährdeten und geschützten Teichbodengesellschaften zu erwarten.

History and vegetation ecology as keys for a sustainable conservation of the unique pond bottom vegetation in the historic water system of the Freiberg mining region (GehVege)

Abstract. The landscape of the Ore Mountains is characterized by many remains of ore mining activities from the last eight centuries. One of these elements is the historic man-made water system of Freiberg mining region (“Revierwasserlaufanstalt”) consisting of several ponds, ditches (“Kunstgräben”) and trenches (“Röschen”), which was established since the 16th century. Today, the system is protected as a historic monument and still used for manifold purposes. Since the ponds inhabit associations of Littorelletalia and Isoëto-Nanojuncetea vegetation, which can rarely be found elsewhere, the water system has pan-European relevance for the conservation both of endangered plant species and communities of exposed pond bottoms. One of the species in focus is the small grass species *Coleanthus subtilis* (mossgrass) which is endangered and protected (e.g. listed in the EU Habitats Directive). This element of the unique pond bottom vegetation develops shortly after drainage of the ponds on the moist mud within very short time (the whole life cycle is finished within 6 to 8 weeks). Hence, a crucial precondition of the establishment and persistence of this specific vegetation was the continuous use of the pond system for mining activities (water wheels in underground ore mines) with regular, intensive water level fluctuations during the last centuries. However, this management scheme has not been considered so far in the development of specific nature conservation measures. Due to a lack of knowledge about the species’ dispersal mechanisms and ecological requirements the consequences of future management changes for this unique vegetation are unknown. In order to fill these gaps of knowledge and to derive suggestions for an appropriate conservation management of this unique vegetation, the DBU-project „Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation - Gebietshistorie und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz“ (GehVege) was conducted from 2007 to 2010.

Based on comprehensive studies on

- (a) pond and vegetation history by means of archival enquiries, analyses of geochemical parameters, radio carbon dating and the documentation of plant macro-remains (seeds and fruits) of sediment cores in two ponds,
- (b) seed banks in sediments of ponds and trenches,
- (c) germination requirements regarding temperature difference, anaerobic vs. aerobic seed storage, water level regime,
- (d) ecological requirements like sediment chemistry or the influence of turbidity on plant vitality and
- (e) dispersal strategies in the field,

key factors for the dispersal, establishment and persistence of typical plant species within the vegetation of exposed pond bottoms could be derived. In this way, vegetation ecology and history were the keys to set up measures for a sustainable conservation of this unique vegetation. Within the project, three development measures concerning the recreation of the typical vegetation were conducted in order to evaluate the success of the proposed conservation strategies. The results show that the management of the pond system, especially date, duration and frequency of drainage is crucial for a successful germination, reproduction and persistence of the plants. Since most plant species show hydrochoric dispersal, the existing connectivity of the ponds in the system by ditches and trenches has to be preserved in future.

Due to the specific influence of historic management practices learning from the past proved to be essential to understand today’s causes of endangerment for this unique vegetation in order to derive conservation schemes for its future persistence.

2 Einleitung und Zielstellung des Projekts

Die Jahrhunderte lange Bergbautätigkeit im sächsischen Erzgebirge, beginnend mit dem ersten Silberfund im Jahr 1168 bei Freiberg, hat die Landschaft auf markante Weise geprägt. Ein charakteristisches Landschaftselement ist das heute zum Großteil unter Denkmalschutz stehende Kunstgraben- und Teichsystem der Revierwasserlaufanstalt Freiberg (RWA) (JOHN 2007b). Ursprünglich zur Aufschlagswassergewinnung angelegt, dient das System heute der Trink- und Brauchwasserbereitstellung, der fischereilichen Nutzung und teilweise der Erholungsnutzung (SIEBER 1992). Im Zuge der Nutzung kam und kommt es in den so genannten Bergwerksteichen zu erheblichen Wasserstandsschwankungen, die zur Etablierung einer europaweit bedeutsamen, einzigartigen Teichbodenvegetation führten (SSYMANK et al. 1998, PETERSEN et al. 2003). Sie setzt sich aus Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften zusammen und beherbergt darüber hinaus das weltweit sehr seltene Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*). Die Lebensräume als auch ein großer Teil der Arten stehen unter Naturschutz bzw. sind stark gefährdet, einzelne Gewässer sind als NATURA 2000-Gebiet ausgewiesen.

Der Kenntnisstand zu Projektbeginn zu den ökologischen Ansprüchen und Ausbreitungsmechanismen der gefährdeten bzw. geschützten Arten wies zum Teil erhebliche Lücken auf. So zeigte sich beispielsweise im letzten Jahrzehnt ein enormer Flächenrückgang einzelner Arten bzw. Pflanzengesellschaften (NSI, unveröff.), dessen Ursachen bisher nicht zu erklären waren. Ebenso war ungeklärt, warum das Vorkommen der Arten auf die Bergwerksteiche der RWA begrenzt ist, zumal sich einige offensichtlich geeignete Habitate in z. T. unmittelbarer Nähe zu den derzeitigen Standorten befinden. Bezüglich beider Themenfelder sollen mit der vorliegenden Arbeit neue Erkenntnisse als Grundlage für die Ableitung naturschutzfachlicher Handlungsempfehlungen gewonnen werden.

Zu Projektbeginn waren für die folgenden Jahre seitens der RWA Veränderungen der Gewässerbewirtschaftung, insbesondere hinsichtlich des Bespannungsregimes (Zeitpunkt, Dauer und Häufigkeit der Wasserspiegelabsenkungen) der Teiche geplant bzw. wurden auch schon im Verlauf des Projektes durchgeführt. Ein Ziel des Projektes war, mögliche Auswirkungen dieser Veränderungen auf die Vegetation besser als bisher abschätzen zu können. Aufgrund unvermeidbarer Einflüsse ist eine Zustandsverschlechterung der Teichbodenvegetation stellenweise nicht zu verhindern. Die vorliegende Arbeit sollte daher analysieren, inwieweit im Rahmen von Entwicklungsmaßnahmen neue Flächen für die Ansiedlung von Teichbodenvegetation zu erschließen sind bzw. ob durch entsprechende Maßnahmen Diasporenpotenziale in lange Zeit nicht entleerten Teichen aktiviert werden können. Dazu wurden verschiedene Maßnahmen erprobt und die Entwicklung der Vegetation dokumentiert.

Da das System der RWA historisch „gewachsen“ ist und somit auch die einzigartige Teichbodenvegetation historisch bedingt bzw. Resultat einer Jahrhunderte langen spezifischen Nutzung ist, musste der Gebiets- bzw. Nutzungshistorie verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Das übergeordnete Ziel des Projekts ist die Schaffung wissenschaftlicher Grundlagen und die Erprobung von Maßnahmen für den nachhaltigen Schutz der europaweit einzigartigen Teichbodenvegetation der Freiburger Bergwerksteiche mit gesamteuropäischer Bedeutung. Auf Basis der im Rahmen des Projekts zu erhebenden Forschungsergebnisse zu ökologischen Ansprüchen und Ausbreitungsmechanismen der Arten der Teichbodenvegetation und unter Berücksichtigung der Gebiets- bzw. Nutzungshistorie sollen Mindestanforderungen aus Naturschutzsicht an die Bewirtschaftung der Teiche abgeleitet und Maßnahmen zum nachhaltigen Schutz und zur weiteren Entwicklung (Zustandsverbesserung bzw. Flächenvergrößerung) erarbeitet werden. Durch den Kooperationspartner Naturschutzzentrum Freiberg (NSI) wurde im Projektverlauf für Teilbereiche des Untersuchungsgebiets unter Berücksichtigung der

zum jeweiligen Bearbeitungsstand vorliegenden Projektergebnisse die Managementplanung im Rahmen der Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) durchgeführt. Diese Arbeiten erforderten umfangreiche Gespräche und Abstimmungen mit verschiedenen Eigentümer- und Nutzergruppen. Ziel war, die Ergebnisse dieser Verhandlungen in den abzuleitenden naturschutzfachlichen Handlungsempfehlungen zu berücksichtigen.

Folgende Fragestellungen sollen im Rahmen des vorliegenden Berichts bearbeitet werden:

- Wie sind die charakteristischen Arten der Teichbodenvegetation aktuell bzw. die letzten 100 Jahre im Untersuchungsgebiet verbreitet?
- Wann haben sich die charakteristischen Arten der Teichbodenvegetation im Gebiet angesiedelt?
- Bestehen Zusammenhänge zwischen der Häufigkeit der Arten und der Gewässerbewirtschaftung bzw. der Sedimentbeschaffenheit in historischer Zeit, seit Anlage der Teiche?
- Welchen Einfluss hat das Bespannungsregime (Zeitpunkt, Dauer und Häufigkeit von Wasserspiegelabsenkungen) auf die Artenzusammensetzung in der Diasporenbank und auf die Samenanzahl?
- Sind nicht vernetzte und derzeit unbesiedelte Teiche als Lebensraum für die Teichbodenvegetation potenziell geeignet?
- Inwieweit unterscheiden sich die Teiche hinsichtlich ihrer Wasserbeschaffenheit, insbesondere der Trübung, was sind die Ursachen dafür und welche Bedeutung hat diese für die Ausbildung (Häufigkeit, Vitalität) der Arten der Strandlingsgesellschaften?
- Welche Faktoren beeinflussen das Vorkommen und die Keimfähigkeit von *Coleanthus subtilis*?
- Ist eine hydrochore Samenausbreitung über die Kunstgräben und Röschen möglich und belegbar?
- Existieren neben der hydrochoren Ausbreitung weitere Ausbreitungswege?
- Welche Maßnahmen sind zur Zustandsverbesserung bzw. Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation geeignet?
- Welche naturschutzfachlichen Mindestanforderungen an die Nutzung der Teiche lassen sich aus den Ergebnissen ableiten?

Anknüpfend an diese Fragestellungen werden tiefergehende Auswertungen insbesondere zur Ökologie und Verbreitungsgeschichte von *Coleanthus subtilis* im Rahmen einer Dissertation (JOHN, in Vorb.) erfolgen.

3 Aktueller Wissensstand

3.1 Die Pflanzengemeinschaften und Arten der Teichbodenvegetation

Die einzigartige Teichbodenvegetation der Freiburger Bergwerksteiche wird einerseits durch ufernahe Strandlingsgesellschaften (Littorelletalia) gebildet, die sowohl im flach überstauten Bereich unter Wasser, als auch nach Ablassen der Teiche auf dem feuchten mineralischen Substrat als dichte Rasen vorkommen. Kennzeichnende Art ist der namensgebende Strandling (*Littorella uniflora*).

Andererseits etablieren sich auf dem sich zur Teichmitte hin anschließenden Teichschlamm binnen kurzer Zeit nach einer (Teil-)Entleerung der Teiche Zwergbinsengesellschaften (Isoëto-Nanojuncetea). Eine, die Einzigartigkeit der Teichbodenvegetation unterstreichende Charakterart für diese Gesellschaften ist das weltweit sehr seltene Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*). Weitere kennzeichnende Arten sind Wasserpfeffer-Tännel (*Elatine hydropiper*), Sumpf-Ruhrkraut (*Gnaphalium uliginosum*), Kröten-Binse (*Juncus bufonius*), Schlammling (*Limosella aquatica*), Sumpfuendel (*Peplis portula*) sowie Kleiner Wegerich (*Plantago intermedia*). Hinzu kommt die Nadel-Sumpfsimse (*Eleocharis acicularis*), die pflanzensoziologisch zwischen den Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften vermittelt (PIETSCH 1973, 1977, GOLDE 2000).

Bei den im Rahmen des Projekts durchgeführten Untersuchungen standen *Coleanthus subtilis*, *Limosella aquatica*, *Gnaphalium uliginosum*, *Eleocharis acicularis* und *Littorella uniflora* im Mittelpunkt. Mit diesen Arten können (mit Ausnahme von *G. uliginosum*) gefährdete Arten repräsentiert werden, für die zum Teil dringend Handlungsbedarf gegeben ist. Ihre Charakterisierung sowie der wissenschaftliche Kenntnisstand bezüglich der Gefährdungsursachen, Standortansprüche und Ausbreitungsmechanismen sind in Tabelle B-1 im Anhang zusammengestellt.

3.1.1 Ansprüche der Teichbodenvegetation an das Substrat

Für einzelne Zwergbinsengesellschaften Deutschlands legten TÄUBER & PETERSEN (2000) Ergebnisse zu mittleren pH-Werten, organischen Gehalten und Stickstoffgehalten der Standorte vor. Die Freiburger Bergwerksteiche mit ihrer besonderen Ausprägung sind darin jedoch unterrepräsentiert.

Die Struktur und das Wasserregime der Substrate der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften wurden unter anderem von JOHN & SCHÖNE (2002) für den Großhartmannsdorfer Großteich untersucht. Entsprechend der Substratverteilung ergibt sich häufig eine Zonierung beider Gesellschaften dahingehend, dass Strandlingsgesellschaften ufernah auf sandigem Substrat und Zwergbinsengesellschaften zur Gewässermitte hin auf schlammigem Substrat vorkommen (UHLIG 1939). Neben dem Vorkommen auf Schlamm wurden Arten der Zwergbinsengesellschaften auch auf dem am Südufer des Großhartmannsdorfer Großteichs anstehenden Torf beobachtet (GOLDE 2000, JOHN & SCHÖNE 2002).

Die meisten Arten der Zwergbinsengesellschaften benötigen ein wassergesättigtes, möglichst schlammiges Substrat (VON LAMPE 1996). Dementsprechend sind flach einfallende Ufer erforderlich, damit das Substrat bei Entleerung der Teiche nicht zu rasch austrocknet (GOLDE 2000).

3.1.2 Ansprüche der Teichbodenvegetation an Bespannungsregime und klimatische Faktoren

Mit den klimatischen Bedingungen, insbesondere Licht, Temperatur und Kontinentalität, für Keimung und Entwicklung vieler Arten der Zwergbinsengesellschaften beschäftigt sich VON LAMPE (1996). Alle Arten der Zwergbinsengesellschaften benötigen unbeschattete Flächen. Da die Strandlingsgesellschaften einen Großteil ihres Lebenszyklus unter Wasser verbringen, ist hier der Faktor Lichtextinktion im Wasser entscheidend. So kommen die Arten der Strandlingsgesellschaften nach Beobachtungen von SEBALD et

al. (1996) in Wassertiefen von 0 bis 3 m (bei Vollstau) vor. Bei erhöhter Wassertrübung dürfte sich die besiedelbare Wassertiefe verringern. Zum Ausmaß des negativen Einflusses einer erhöhten Wassertrübung fehlen bislang Untersuchungen.

Hinsichtlich Temperatur und Kontinentalität sind die Ansprüche der einzelnen Arten sehr verschieden, was sich auch in unterschiedlichen Arealgrenzen äußert. So benötigt *Coleanthus subtilis* für die optimale Keimung Temperaturschwankungen von über 20 K und Maximaltemperaturen von über 30 °C, während *Juncus bufonius* weniger durch die Temperatur beeinflusst wird und bereits bei weniger als 20 °C keimt. Eine Temperaturabhängigkeit der Arten der Strandlingsgesellschaften ergibt sich aufgrund der Überdauerung unter Wasser kaum. Nur wenn die Standorte im Winter trocken fallen, kann dies z.B. für *Littorella uniflora*, der wintermilde Klimate bevorzugt, kritisch sein (GOLDE 2000). Unter diesem Gesichtspunkt spielt für die Arten und ihre Gesellschaften das Bespannungsregime bzw. der Zeitpunkt des Freifallens der Flächen eine wesentliche Rolle, wobei zu frühes Ablassen der Teiche im Sommer zu einer zu schnellen Austrocknung des Substrats und zu spätes Ablassen zu Frostschäden führen kann (HEJNÝ 1969). Optimal entwickeln sich die Arten der Zwergbinsengesellschaften bei einem Freifallen der Flächen im Spätsommer bis Herbst, die der Strandlingsgesellschaften im Sommer (GOLDE 2000).

Bei einer Entleerung der Teiche gehen die Arten der Strandlingsgesellschaften, die sich unter Wasser nur vegetativ über Ausläufer vermehren, in die generative Phase über (z.B. VAHLE 1990). Die Arten der Zwergbinsengesellschaften durchlaufen auf den freigelegten Schlammflächen binnen weniger Wochen ihren gesamten Lebenszyklus und sterben bei einem Wiederanstau ab. Nach Beobachtungen von GOLDE (2000) im Untersuchungsgebiet beträgt der Zeitpunkt von der Keimung bis zum Beginn des Absterbeprozesses der Arten der Zwergbinsengesellschaften mindestens 6 Wochen, unter Berücksichtigung witterungsbedingter Schwankungen und der Notwendigkeit einer vorherigen Abtrocknung der Standorte für einige Arten 9 bis 10 Wochen.

Weiterhin wurden Untersuchungen zum Wuchsrhythmus (Zeitpunkt der Keimung, Dauer von Keimung bis Fruchten) für zahlreiche Arten der Teichbodenvegetation von VON LAMPE (1996) in Labor- und Freilandversuchen durchgeführt.

Im Zusammenhang mit dem Bespannungsregime, insbesondere der Dauer der Bespannung, spielt die Aufrechterhaltung der Keimfähigkeit der Diasporen eine wichtige Rolle. Die Überlebensdauer der Diasporen scheint für die meisten Arten der Teichbodenvegetation sehr lang zu sein (VON LAMPE 1996, PETZOLD 2002). Die Diasporen von *Coleanthus subtilis* behalten offenbar über Jahrzehnte ihre Keimfähigkeit (UHLIG 1939, BERNHARDT 2005).

Angaben zu Substrat- und Klimafaktoren der Standorte mit Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften sind u. a. auch in ELLENBERG (1996), OBERDORFER (2001) sowie KLOTZ et al. (2002) enthalten.

3.1.3 Ausbreitungsmechanismen der Arten der Teichbodenvegetation

Derzeit wird die Ausbreitung der Arten der Teichbodenvegetation über Wasservögel propagiert (CONERT 1998, VON LAMPE 1996, HEJNÝ 1969). Damit kann jedoch das aktuelle und seit Jahrzehnten weitestgehend stabile Verbreitungsmuster im Freiburger Raum, nämlich das ausschließliche Vorkommen in den Teichen des Kunstgraben- und Teichsystems, nicht befriedigend erklärt werden. Bedeutsam für die Ausbreitung ist wahrscheinlich die Vernetzung der Teiche durch Kunstgräben (GOLDE 2000).

Die Ausbreitung von Diasporen über Wasser (Hydrochorie) hat für aquatische und amphibische Pflanzen eine große Bedeutung (COOK 1987, JOHANNSON et al. 1996). Die Hydrochorie ist gekoppelt an die Schwimmfähigkeit der Diasporen, die u. a. von PRAEGER (1913) und POSCHLOD et al. (1996) untersucht

wurde. Auf die Bedeutung der Hydrochorie bei der Ausbreitung von Diasporen aus temporären Gewässern und damit die Bedeutung des Vernetzungsgrades von Gewässern weisen POSCHLOD et al. (1996) hin. Diese diskutieren auch eine sekundäre Ausbreitung der auf der Wasseroberfläche schwimmenden Diasporen über Vögel (Ornithochorie).

3.2 Vegetationsgeschichte

Die Vegetationsgeschichte der Freiburger Bergwerksteiche ist weitestgehend unerforscht. So ist nicht bekannt, wann und unter welchen Bedingungen sich die Arten der Teichbodenvegetation angesiedelt haben. Bis zum Beginn des 20. Jh. wurde der Teichbodenvegetation keine Beachtung geschenkt. Erst durch SCHORLER (1904) wurde *Coleanthus subtilis* für die Freiburger Bergwerksteiche beschrieben. Darauf folgte eine intensive Bearbeitung der Flora und Vegetation (UHLIG 1934, 1939; JURASKY 1938), die über Jahrzehnte die Basis zur Charakterisierung der Einzelgewässer bildete. Weitere Einzelaufnahmen stammen von PIETSCH & MÜLLER-STOLL (1964). Mit der Veröffentlichung der FFH-Richtlinie 1992 wurden die systematischen Beobachtungen in der Region erneut intensiviert, wobei Mitarbeiter des Projektpartners NSI maßgeblich beteiligt waren.

Das Verbreitungsmuster der Arten ist seit der Erstbeschreibung weitestgehend stabil. Veränderungen zeigten sich hingegen im letzten Jahrzehnt bezüglich der besiedelten Fläche. Beispielsweise ging die Fläche der Strandlingsgesellschaften im Großhartmannsdorfer Großteich von ursprünglich 6,4 ha (1992) auf 0,1 ha (2005) zurück (NSI unveröff.).

3.3 Gebiets- und Nutzungshistorie

Im Zusammenhang mit der Erfassung relevanter Objekte für die Antragstellung zur Ausweisung der Montanregion Erzgebirge als UNESCO-Welterbe wurden bereits Daten zur Gebiets- bzw. Nutzungshistorie erhoben bzw. entsprechende Archivquellen dokumentiert (u. a. ALBRECHT et al. 2001, KUGLER 2002). So ist bereits bekannt, zu welchem Zeitpunkt die einzelnen Teiche angelegt wurden. Da das Kunstgraben- und Teichsystem teilweise unter Denkmalschutz steht, wurden auch im Zuge der Denkmalerfassung wesentliche historische Daten zusammengetragen.

Eine zusammenfassende Historie des Kunstgraben- und Teichsystems der RWA fehlt jedoch. Einzelne Abhandlungen dazu finden sich u. a. in VOPPEL (1941), WILSDORF (1964), WAGENBRETH & WÄCHTLER (1988), SIEBER (1992) und LAHL & KUGLER (2005).

3.4 Derzeitige Schutzkonzepte

Lediglich für den Großhartmannsdorfer Großteich, der ein Naturschutzgebiet ist, besteht seit 1997 ein Pflege- und Entwicklungsplan (GÜNTHER & LIEBSCHER 1997). Für die anderen Teiche des RWA-Systems existieren keine verbindlichen Naturschutzvereinbarungen. Auch im Zusammenhang mit der Managementplanung im Rahmen der FFH-Richtlinienumsetzung, die vom NSI durchgeführt und 2010 abgeschlossen wird, ist nicht das komplette Kunstgraben- und Teichsystem der RWA abgedeckt. Hier werden nur die als FFH-Gebiet gemeldeten Flächen berücksichtigt. Kleinere Teiche, von denen zum Zeitpunkt der Gebietsmeldung keine Kenntnisse über das Vorhandensein von Teichbodenvegetation vorlagen, sind ausgeklammert. Das sind jedoch gerade diejenigen, die für die Erprobung der im Rahmen des Projekts vorgesehenen Entwicklungsmaßnahmen (Kap. 9) besonders geeignet sind. Es fehlt demnach eine konkrete Richtschnur für das komplette Kunstgraben- und Teichsystem, die aus Naturschutzsicht förderliche, unbedenkliche bzw. schädigende Maßnahmen aufzeigt.

4 Untersuchungsgebiet

4.1 Naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung von Freiberg in den unteren Lagen bis nach Cämmerswalde in den Kammlagen des Erzgebirges. In diesem Bereich befinden sich das Kunstgraben- und Teichsystem der RWA (Karte: siehe Abb. A1 im Anhang) sowie weitere kleine Teichgruppen und Talsperren.

Das Gebiet lässt sich dem Naturraum Osterzgebirge zuordnen (MANNSFELD & SYRBE 2008). Es ist nach diesen Autoren geologisch durch das Vorherrschen von Paragneisen des Blockes von Freiberg (hochmetamorphe Gneise) charakterisiert. Meso-känozoisch verwitterte der Gesteinskomplex tiefgründig. Die Produkte dieser chemischen Verwitterung wurden nach der Schrägstellung des Erzgebirges im Tertiär weitgehend abgetragen. Im Pleistozän bildeten sich Frostschuttdecken (Hangschutt) heraus und Löß (heute als Lößlehm vorliegend) wurde eingeblasen. In den vorgeprägten Muldenlagen, in denen sich die heutigen Bergwerksteiche überwiegend befinden, akkumulierten mit Gesteinsbruchstückchen unterschiedlicher Größe vermischte, tonige Lehme. Die Akkumulation derartig feinkörniger Sedimente hielt bis ins die Postglazialzeit an.

Morphologisch charakteristisch ist ein großer Anteil an Hochflächen, welche Auslieger der Kammhochflächen darstellen (MANNSFELD & SYRBE 2008). Diese Hochflächen werden von Talmulden durchzogen in denen sich überwiegend Auenlehm-Pseudogley-Gleye bis Auenlehm-Gleye entwickelten, an die sich Auenlehmsand-Pseudogley-Gleye bis Auenlehmsand-Gleye anschließen. Die den Talmulden benachbarten Hang- und Kuppenbereiche werden durch Hanglehm- bis Hangsandlehm-Braunerden und Hanglehm- bis Hangsandlehm-Pseudogley-Braunerden charakterisiert (LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN 1999).

Auf den lehmigen Staukörpern innerhalb der Talmulden entwickelten sich im Verlauf des Holozäns flache oder bis mehrere Meter mächtige Torfkörper (MANNSFELD & SYRBE 2008). Entsprechend des hydrologischen Moortyps sind sie als Hang-Quellmoore anzusprechen. Gegenwärtig befinden sich Restflächen dieser Moore am Großhartmannsdorfer Großteich.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich regionalklimatisch in einem Gebiet, das (MANNSFELD & RICHTER 1995) dem Berglandklima zugeordnet wird. Die wichtigsten Klimaparameter, wie Niederschlag und Temperatur und somit auch das Pflanzenwachstum werden maßgeblich durch das von Nordwest nach Südost ansteigende Relief bestimmt. Entsprechend der höhenzonalen Gliederung steigt mit zunehmender Höhe ü. NN auch die Niederschlagshöhe und die Jahresdurchschnittstemperatur nimmt ab (Tabelle 1).

Tabelle 1: Wichtige Klimadaten des Osterzgebirges.
(aus SCHMIDT et al. 2002, nach MANNSFELD & RICHTER 1995)

	Osterzgebirge	
	Hochflächen	Täler
Höhenlage [m üNN]	400 - 750	300 - 600
Jahresniederschlag [mm]	860 - 960	750 - 960
Jahresmitteltemperatur [°C]	5,0 – 7,5	7,5 – 8,0
Tage/Jahr > 5 °C	190 - 210	215

In den stau- und grundwasserbeeinflussten Talmulden (Zu- und Abflüsse der Teiche) bilden besonders von der Schwarzerle dominierte Waldgesellschaften die Potenzielle Natürliche Vegetation (PNV) (SCHMIDT et al. 2002). Die daran angrenzenden wechselfeuchten bis frischen Braunerdeböden an den Talhängen und Verebnungen werden in der PNV vor allem von Buchenwäldern oder Eichen-Buchenwäldern eingenommen, teilweise unter natürlicher Beimengung von Nadelhölzern.

Am in die Analysen einbezogenen Großhartmannsdorfer Großteich können auf den organischen Nassstandorten kleinere Nieder- und Zwischenmoorflächen weitgehend waldfrei bleiben. Auf den Hochmoortorfen am Großteich bildet der Moorbirken-Moorwald die Klimaxgesellschaft.

Bezüglich der aktuellen Vegetation ist das direkte Umfeld der Gewässer durch extensiv genutztes Grünland sowie naturnahe Gehölzgürtel gekennzeichnet. Im Einzugsgebiet der Gewässer dominiert die land- und forstwirtschaftliche Nutzung (SIEBER 1992).

4.2 Historie

Die Entstehung des Kunstgraben- und Teichsystems der RWA ist eng an die Entwicklung des Bergbaus im Freiburger Raum gebunden (LAHL & KUGLER 2005). Der Wasserbedarf für das Betreiben von Wasserrädern, Pochwerken und Erzwäschen stieg besonders ab dem 16. Jahrhundert an. Es entstand ein einzigartiges Kunstgrabensystem, welches das Heranführen von Wasser über weite Strecken ermöglichte und z. T. bis in die Kammlagen des Erzgebirges reichte. Vom 16. bis 19. Jahrhundert wurde das Kunstgrabensystem durch eingebundene Teiche ergänzt. Diese Teiche dienten vorrangig der Wasserspeicherung und dem Wasserausgleich. Die Nutzung der Bergwerksteiche für die Fischerei hatte hingegen nur eine untergeordnete Bedeutung. Mit dem Ende des Freiburger Bergbaus änderte sich auch die Nutzung der Bergwerksteiche der RWA, aber noch heute ist das teilweise unter Denkmalschutz stehende System voll funktionsfähig.

Die weiteren in die Analysen einbezogenen Teiche (Tabelle 2) außerhalb des Systems der RWA wurden überwiegend zum Zweck der Fischereinutzung angelegt. Auch heute werden sie zum größten Teil noch fischereilich genutzt.

Die untersuchten Talsperren wurden überwiegend in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu Zwecken der Trinkwasserversorgung errichtet.

4.3 Charakteristik und Nutzung der einzelnen Gewässer

Die meisten Gewässer des Untersuchungsgebiets befinden sich aktuell im Zuständigkeitsbereich der Landestalsperrenverwaltung (LTV) und werden von dieser genutzt (Tabelle 2). Die wasserwirtschaftliche Mengenbewirtschaftung wird durch Aufgaben der Rohwasserbereitstellung für die Trink- und Brauchwasserversorgung (Großräume Chemnitz und Dresden über Saidenbachtalsperre und Talsperre Klingenberg), den Hochwasserschutz, die Gewährleistung des Badebetriebes im Mittleren Großhartmannsdorfer Teich und Erzengler Teich (Entlastung der übrigen Teiche vom „Badedruck“) und die Berücksichtigung von Naturschutzbelangen geprägt. Daneben erfolgt in vielen Teichen nach wie vor eine fischereiliche Bewirtschaftung, wobei die Fischereirechte an unterschiedliche Pächter vergeben sind. Die Wasserhaltung der Teiche wird wesentlich durch die Abfischzyklen beeinflusst.

Die Teiche, die sich heute im Zuständigkeitsbereich der LTV befinden, lassen sich in zwei Gruppen unterteilen, die sich aus der Hauptnutzungsart ergeben. Teiche zur Trinkwasserbereitstellung werden der Oberen RWA zugeordnet und stehen durch Wasserüberleitungen an die Trinkwassertalsperren mit diesen

in Kontakt. Die fischereiliche Nutzung in diesen Teichen und den Talsperren spielt eine sehr untergeordnete Rolle. Die Teiche zur Brauchwasserbereitstellung sind Bestandteil der Unteren RWA. Hier ist auch die fischereiliche Nutzung intensiver und zwei Teiche dienen als Badegewässer.

In das System eingebundene Teiche außerhalb des Zuständigkeitsbereiches der LTV sowie isolierte Gewässer werden nahezu ausschließlich für fischereiliche Zwecke oder zur Erholung genutzt.

Tabelle 2: Kenngrößen der untersuchten Gewässer.
(Angaben in Klammern treffen nur teilweise zu, k.A. = keine Angabe möglich)

Gewässer fett = im Bericht verwendete Bezeichnung, dünn = Synonyme in Topographischen Karten u.ä.	Heute im Zuständigkeitsbereich der LTV befindlich	Art der Einbindung in die RWA ZA = mit Zu- u. Ablauf, A = nur Ablauf an RWA, Z = nur Zulauf aus RWA, E = Endspeicher, i = isoliert, ohne Anbindung	Höhenlage (mNN) Ermittlung aus TK 10	Fläche [ha] Ermittlung mittels GIS auf Basis TK 25 bzw. * schriftliche Mitteilung LTV, ¹⁾ SIEBER 1992	Dammhöhe über Gelände [m] http://www.smul.sachsen.de/smul/11760.htm	Trophiestufe nach FFH-Lebensraumtyp o-m = oligo- bis mesotrophe Stillgewässer (LRT 3130, 1 = Subtyp 3131: mit Vegetation der littorelitalia, 2 = Subtyp 3132: mit Vegetation der Isoëto-Nanojuncetea), e = eutrophe Stillgewässer (LRT 3150), - = kein Lebensraumtyp, ? = Datenlage für Einstufung unzureichend	Inbetriebnahme ¹⁾ SIEBER 1992, ²⁾ WILSDORF 1964, ³⁾ WAGENBRETH & Wächter 1988, ⁴⁾ http://www.smul.sachsen.de/smul/11760.htm	Nutzung
Dittmannsdorfer Teich	X	(A)	565	10,6*	10,2	o-m 1, 2	1825 ¹⁾	Brauchwasser
Bierwiesenteich	X	(A)	~565	0,9	k.A.	o-m 1, 2	1813 ²⁾	Brauchwasser
Dörnthalener Teich	X	ZA	560	19,5*	17,2	o-m 1, 2	1790 ¹⁾	Trinkwasser
Obersaidaer Teich	X	A	545	5,7*	5,8	o-m 1, (2)	1728 ¹⁾	Trinkwasser, Fischerei
Oberer Großhartmannsdorfer Teich, Oberer Teich	X	ZA	530	21,2*	13,0	o-m 1, 2	1591 ¹⁾	Trinkwasser
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich, Neuer Teich, Bahnhofsteich	X	ZA	503	12,1*	9,2	o-m 1	1726 ¹⁾	Brauchwasser, Badeteich
Satzteich		ZA	~490	2,1	k.A.	-	k.A.	Brauchwasser, Fischerei
Östlicher Fischhälterteich	X	ZA	~485	0,1	k.A.	o-m 2	k.A.	Fischerei
Westlicher Fischhälterteich	X	ZA	~485	0,1	k.A.	o-m 2	k.A.	Fischerei
Großhartmannsdorfer Großteich, Großer Teich, Unterer Großhartmannsdorfer Teich	X	ZA	490	61,0*	5,8	o-m 1, 2	vor 1524 ¹⁾	Brauchwasser, Fischerei
Erzengler Teich, Erzengelsteich	X	ZA	495	8,0*	5,0	o-m 1	1570 ¹⁾	Brauchwasser, Badeteich
Rothbacher Teich	X	ZA	479	2,8*	4,5	o-m 2	1569 ¹⁾	Brauchwasser, Fischerei
Lothener Teich, Lothener Teich, Lotterteich, Mühlteich		ZA	~475	2,7	k.A.	?	vor 1568 ²⁾	Brauchwasser, Fischerei
Konstantin Teich	X	ZA	473	2,0*	5,2	-	um 1580 ¹⁾	Brauchwasser

Gewässer fett = im Bericht verwendete Bezeichnung, dünn = Synonyme in Topographischen Karten u.ä.	Heute im Zuständigkeitsbereich der LTV befindlich	Art der Einbindung in die RWA ZA = mit Zu- u. Ablauf, A = nur Ablauf an RWA, Z = nur Zulauf aus RWA, E = Endspeicher, i = isoliert, ohne Anbindung	Höhenlage (mNN) Ermittlung aus TK 10	Fläche [ha] Ermittlung mittels GIS auf Basis TK 25 bzw. * schriftliche Mitteilung LTV, ¹⁾ SIEBER 1992	Dammhöhe über Gelände [m] http://www.smul.sachsen.de/smul/11760.htm	Trophiestufe nach FFH-Lebensraumtyp o-m = oligo- bis mesotrophe Stillgewässer (LRT 3130, 1 = Subtyp 3131: mit Vegetation der littorelletalia, 2 = Subtyp 3132: mit Vegetation der Isoëto-Nanojuncetea), e = eutrophe Stillgewässer (LRT 3150), - = kein Lebensraumtyp, ? = Datenlage für Einstufung unzureichend	Inbetriebnahme ¹⁾ SIEBER 1992, ²⁾ WILSDORF 1964, ³⁾ WAGENBRETH & WÄCHTLER 1988, ⁴⁾ http://www.smul.sachsen.de/smul/11760.htm	Nutzung
Berthelsdorfer Hüttenteich, Großer Hüttenteich	X	ZA	445	16,0*	7,8	o-m 1, 2	1558 ¹⁾	Brauchwasser, Fischerei
Landteich, Gelobt-Land-Teich		Z	506	5,0	k.A.	o-m 2	vor 1570 ²⁾	Fischerei
Biberteich		ZA	~415	2,7	k.A.	-	k.A.	Angelgewässer
Erzwäsche		E	420	1,0	k.A.	-	k.A.	Angelgewässer
Mittelteich Stadtwald		ZA	450	3,4	k.A.	e	k.A.	FND
Mühlteich Freiberg		ZA	~430	0,7	k.A.	-	k.A.	Angelgewässer
Mittlerer Teich an Richtermühle		i	~472	1,0	k.A.	?	k.A.	Fischerei
Unterer Pochwerksteich		i	491	3,5	k.A.	o-m 1, (2)	um 1570 ³⁾	Badeteich
Oberer Pochwerksteich		i	498	5,4	k.A.	-	um 1570 ³⁾	Angelgewässer
Inselteich Helbigsdorf		i	~485	1,2	k.A.	o-m 2	k.A.	Fischerei
Großteich Helbigsdorf, Großer Teich		i	~485	3,6	k.A.	?	k.A.	Fischerei
Talsperre Lichtenberg	X	ZA	494	90,0*	43	o-m 1, (2)	1975 ¹⁾	Trinkwasser
Vorbecken Talsperre Lichtenberg	X	i	500	0,4	k.A.	-		Vorklämung
Talsperre Klingenberg	X	ZA	393	116,0 ¹⁾	33	o-m (1), (2)	1914 ¹⁾	Trinkwasser
Talsperre Saidenbach	X	Z	439	144,7	47	o-m (1), (2)	1933 ¹⁾	Trinkwasser
Vorsperre Forchheim	X	Z	468	9,6	14	o-m 2	1976 ⁴⁾	Vorklämung

4.4 Naturschutzfachliche Bedeutung

Bedingt durch die Nutzung kam bzw. kommt es immer wieder zu erheblichen Wasserstandsschwankungen in den Bergwerksteichen, die zur Freilegung der Sand- und Schlammflächen des Teichbodens führ(t)en. Die periodisch freigelegten Teichbodenflächen sind die Voraussetzung für die Etablierung der einzigartigen Teichbodenvegetation (Kap. 3.1), die heute den naturschutzfachlichen Wert der Freiburger Bergwerksteiche ausmacht. Diese Gewässer repräsentieren die in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) geführten Lebensraumtypen 3131 und 3132: „Oligo- bis mesotrophe, basenarme Stillgewässer der planaren bis subalpinen Stufe mit Vegetation der Littorelletalia und Isoëto-Nanojuncetea“. Eine Charakterart ist das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*), welches eine Art des

Anhangs I der Berner Konvention sowie des Anhangs II der FFH-RL darstellt und für das gesonderte Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen (SSYMANK et al. 1998, PETERSEN et al. 2003). Auch nach deutschem Bundesnaturschutzgesetz ist die Art streng geschützt. Diese botanischen Besonderheiten bilden die Grundlage für die Meldung der Freiburger Bergwerksteiche als FFH-Gebiet an die Europäische Union (EU-Meldenummer: DE5045301).

Viele der charakteristischen Arten (Kap. 3.1) der Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften sind in der Roten Liste der gefährdeten Pflanzen Deutschlands (KORNECK et al. 1996) geführt, ebenso sind die einzelnen Strandlingsgesellschaften und Zwergbinsengesellschaften selbst in Sachsen und ganz Deutschland gefährdet bis stark gefährdet (RENNWALD 2000, BÖHNERT 2001).

Die Einzigartigkeit der Teichbodenvegetation der Freiburger Bergwerksteiche beruht zum einen auf dem gemeinsamen Vorkommen von Strandlingsgesellschaften, Zwergbinsengesellschaften und *Coleanthus subtilis*. Zum anderen treten diese regelmäßig in nahezu allen Teichen des Systems auf und das seit der Erstbeschreibung für die Region, welche auf SCHORLER (1904) zurückgeht. Insbesondere das *Coleanthus subtilis*-Vorkommen an den Freiburger Bergwerksteichen besitzt sogar eine europaweite Bedeutung, da aktuell weitere europäische Vorkommen nur aus Fischteichen der Oberlausitz (FLEISCHER 2002), von der Elbe in Sachsen-Anhalt (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2001), aus Böhmen (ŠUMBEROVA et al. 2005) und der Bretagne (<http://natura2000.environnement.gouv.fr/especes/1887.html>, LACROIX et al. 2006) sowie aus der Region um St. Petersburg (ROZHEVITS & SHISHKIN 1985) bekannt sind und die Art an diesen Standorten nur unregelmäßig auftritt (u. a. HEJNÝ 1969, VON LAMPE 1996). Neu- bzw. Wiederfunde liegen für Polen (FABISZEWSKI & CEBRAT 2003) bzw. Österreich (KRIECHBAUM & KOCH 2001) vor. Weltweit betrachtet kommt die Art lediglich noch im Nordwesten der USA (dort vermutlich synanthrop) und Kanada (CATLING 2009) und in Russland in Westsibirien (TARAN 1994) sowie der Amurregion (KHARKEVICH 1985) vor.

Der Großhartmannsdorfer Großteich, der größte Teich im RWA-System, ist gleichzeitig ein Teilbereich des Vogelschutzgebiets „Großhartmannsdorfer Großteich“ (DE5145401) (SPA, Richtlinie 79/4009/EWG) und Naturschutzgebiet. Letzteres beruht neben der Teichbodenvegetation und der Bedeutung als Rast- und Brutgebiet für Wasservögel auf dem Vorhandensein von Moorresten, Verlandungszonen und Feuchtgrünland. Mit der Vergrößerung des Teiches 1558 wurde das ehemalige Quellmulden-Hochmoor zerschnitten (INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSFORSCHUNG UND NATURSCHUTZ HALLE 1974). Biogeografisch bedeutsame Reste des Hochmoores sowie unterschiedliche Regenerationsstadien auf durch Abbau gestörten Standorten blieben aber erhalten und stehen in enger hydrologischer Abhängigkeit zum Wasserstand des Teiches.

Vor allem am Großhartmannsdorfer Großteich müssen also nicht nur verschiedene Nutzungsinteressen, sondern auch verschiedene Naturschutzinteressen koordiniert werden.

5 Übersicht der Themenfelder und Arbeitsschritte

Die sich aus der Aufgabenstellung ergebenden Themenfelder und Arbeitsschritte des Projekts GehVege sind in Tabelle 3 zusammengefasst und mit Verweisen auf die entsprechenden Hauptkapitel im vorliegenden Bericht versehen. Im Wesentlichen lassen sich 6 Schwerpunktthemen identifizieren. Ausgehend von Analysen zur Gebietsgeschichte und Vegetationsgeschichte der Bergwerksteiche wurden Analysen zur aktuellen Verbreitung der Arten (Diasporenbank, aktueller Bewuchs) sowie Untersuchungen zu ökologischen Ansprüchen (Standortansprüche, Einfluss der Trübung und des Bespannungsregimes, Keimungsbedingungen) und zur Ausbreitungsbiologie (u. a. Samennachweise im Gewässer und Kunstgrabensystem, Schwimm-Versuche) durchgeführt. Im Rahmen des Projektes konnten darüber hinaus verschiedene Entwicklungsmaßnahmen wissenschaftlich begleitet und hinsichtlich ihres Erfolges bewertet werden. Die gewonnenen Ergebnisse fließen letztlich unter Berücksichtigung verschiedener Nutzerinteressen in ein Nutzungskonzept ein.

Tabelle 3: Themenfelder und Arbeitsschritte des Projektes GehVege.

Themenfeld	Arbeitsschritte
Gebiets- und Nutzungshistorie, Vegetationsgeschichte (Kap. 6)	<ul style="list-style-type: none"> • Recherchen in Archiven zur Historie ausgewählter Teiche im Kontext zum gesamten RWA-System (Bauphasen, Bewirtschaftung, Witterung) • Recherchen zum Bespannungsregime • Untersuchungen zur Sedimentbeschaffenheit in verschiedenen Tiefen • Altersdatierung der Sedimente mittels ^{14}C-Methode, ^{137}Cs und ^{210}Pb • Großrestanalysen in verschiedenen Sedimenttiefen • Recherchen zum Vorkommen der Arten im 20. Jahrhundert • Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte
Aktuelle Verbreitung der Arten der Teichböden und ökologische Ansprüche der Arten der Teichbodenvegetation (Kap. 7)	<ul style="list-style-type: none"> • Zusammenstellung von Literaturdaten zur Verbreitung seit 2000 (reale Vegetation) / ergänzende Vegetationskartierungen • Diasporenbankanalysen • Analyse der Bedeutung des Bespannungsregimes für die Diasporenbank • Analyse zur Eignung eines bisher unbesiedelten Teichsubstrates für die Samenkeimung • Analyse zum Einfluss des Lagerungsmilieus der Samen auf deren Keimfähigkeit • Analysen zur Phänologie der Arten • Analysen zum Einfluss der Gewässertrübung auf Häufigkeit und Vitalität von <i>Littorella uniflora</i> • Analysen zum Einfluss von Standortfaktoren auf das Vorkommen von <i>Coleanthus subtilis</i> • Analysen zur submersen Keimung von <i>Coleanthus subtilis</i> und der Überlebenswahrscheinlichkeit der Keimlinge unter Wasser
Ausbreitungsbiologie der Arten der Teichbodenvegetation (Kap. 8)	<ul style="list-style-type: none"> • Analysen zur Schwimmfähigkeit und -dauer von Samen • Samennachweise im Wasserkörper der Teiche und im Grundablass • Analysen zum Samenvorkommen in Röschen und Kunstgräben • Zusammenstellung weiterer Hinweise für eine hydrochore Ausbreitung • Untersuchungen zur Existenz weiterer Ausbreitungswege: <ul style="list-style-type: none"> - Diasporenbankanalysen in nicht vernetzten Gewässern zum Nachweis einer Vogelausbreitung - Analysen zur anthropogenen Samenausbreitung über an Stiefeln haftendem Substrat

Themenfeld	Arbeitsschritte
Erprobung und naturschutzfachliche Bewertung von Entwicklungsmaßnahmen (Kap. 9)	<ul style="list-style-type: none"> • Ableitung und Erprobung von Maßnahmen zur: <ul style="list-style-type: none"> - Zustandsverbesserung = Teilentleerung Berthelsdorfer Hüttenteich - Flächenvergrößerung = Teilentleerung Bierwiesenteich - Aktivierung von Diasporenbankpotenzialen = Totalentleerung Rothbächer Teich in Zusammenarbeit mit der LTV • anschließende Erfolgskontrolle und naturschutzfachliche Bewertung der Maßnahmen
Entwicklung eines Nutzungskonzeptes (Kap. 11)	<ul style="list-style-type: none"> • Definition von naturschutzfachlichen Mindestanforderungen und Leitlinien unter Berücksichtigung der Anforderungen der Nutzer und Akteure • Aufzeigen von Handlungsspielräumen • Ableitung von Maßnahmen • offene Konflikte

Eine Übersicht der Gewässer mit den jeweils durchgeführten Untersuchungen liefert Tabelle 4.

Tabelle 4: Übersicht über die an den einzelnen Gewässern durchgeführten Untersuchungen.

Cs = *Coleanthus subtilis*, *La* = *Limosella aquatica*, *Gu* = *Gnaphalium uliginosum*, *Lu* = *Littorella uniflora*

Gewässer	Sedimentkernuntersuchungen (physikalisch/geochemisch, pflanzliche Großreste) (Kap.6)	Vegetationskartierung/-aufn. im Rahmen des Projekts (Kap. 7.2.1)	Diasporenbankanalysen (Kap. 7.2.2)	Analyse der Strahlungsbestände in Abhängigkeit von der Trübung (Kap. 7.2.7)	Analyse der Standortparameter (Kap. 7.2.8)	Saatgutentnahme	Keimungsversuche <i>Cs</i> , <i>La</i> , <i>Gu</i> (Kap. 7.2.4)	Phänologie <i>Lu</i> , <i>La</i> , <i>Gu</i> (Kap. 7.2.6)	Analysen zur Ausbreitungsbiologie (Kap.8)	Entwicklungsmaßnahme (Kap.9)
Dittmannsdorfer Teich		X			X	<i>Cs</i> , <i>La</i> , <i>Gu</i> , <i>Lu</i>			Fangnetz Grundablass Kescherfänge Wassersäule und -oberfläche Überstauungsversuche mit Sedimentsoden Sedimente im Stiefelprofil	
Bierwiesenteich		X	X	X	X			X		X
Dörnthaler Teich	X	X		X	X					
Obersaidaer Teich					X					
Oberer Großhartmannsdorfer Teich		X		X					Sedimentprobenahme am Messwehr oberhalb	
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich		X			X					
Satzteich			X		X					
Östlicher Fischhälterteich		X			X	<i>Cs</i>				
Westlicher Fischhälterteich		X			X					

Gewässer	Sedimentkernuntersuchungen (physikalisch/geochemisch, pflanzliche Großreste) (Kap.6)	Vegetationskartierung/-aufn. im Rahmen des Projekts (Kap. 7.2.1)	Diasporenbankanalysen (Kap. 7.2.2)	Analyse der Strandlingsbestände in Abhängigkeit von der Trübung (Kap. 7.2.7)	Analyse der Standortparameter (Kap. 7.2.8)	Saatgutentnahme	Keimungsversuche Cs, La, Gu (Kap. 7.2.4)	Phänologie Lu, La, Gu (Kap. 7.2.6)	Analysen zur Ausbreitungsbiologie (Kap.8)	Entwicklungsmaßnahme (Kap.9)
Großhartmannsdorfer Großteich	X			X	X					
Erzengler Teich		X			X					
Rothbächer Teich		X	X		X				Sedimentprobenahme in Kunstgräben und Röschen oberhalb und im Zulaufbereich des Teiches selbst	X
Lother Teich					X					
Konstantin Teich									Sedimentprobenahme in Kunstgräben und Röschen oberhalb	
Berthelsdorfer Hüttenteich	X	X	X	X	X	Cs, La	X			X
Landteich		X		X	X					
Biberteich		X			X					
Erzwäsche					X					
Mittelteich Stadtwald					X					
Mühlteich Freiberg					X					
Mittlerer Teich an Richtermühle		X			X					
Unterer Pochwerksteich		(X)			X					
Oberer Pochwerksteich					X					
Inselteich Helbigsdorf			X		X		X		Existenz anderer Ausbreitungswege? (Siebspülverfahren)	
Großteich Helbigsdorf			X		X				Existenz anderer Ausbreitungswege? (Ausstreichverfahren)	
Talsperre Lichtenberg		X								
Vorbecken Talsperre Lichtenberg					X					
Talsperre Klingenberg		X								
Talsperre Saidenbach		X			X					
Vorsperre Forchheim		X								

6 Analysen zur Gebietsgeschichte und Vegetationsgeschichte

6.1 Einleitung

Der Gebiets- bzw. Nutzungshistorie wurde verstärkt Aufmerksamkeit geschenkt, da das System der RWA historisch „gewachsen“ ist und somit auch die einzigartige Teichbodenvegetation historisch bedingt bzw. Resultat einer Jahrhunderte langen spezifischen Nutzung ist. Ein Vergleich von recherchierten Archivdaten mit sedimentgeochemischen und -physikalischen Parametern sowie den Ergebnissen einer Großrestanalyse eröffnet die Möglichkeit, aus der Historie zu lernen und z.B. Bewirtschaftungsmaßnahmen, die in der Vergangenheit für die Ansiedlung und Etablierung der Teichbodenarten essentiell waren, für das zukünftige Management der Teiche abzuleiten.

Folgende Fragestellungen sollen in diesem Kapitel analysiert werden:

- Gibt es innerhalb und zwischen den Sedimentkernen der Gewässer Berthelsdorfer Hüttenteich und Großhartmannsdorfer Großteich Unterschiede in der Sedimentbeschaffenheit (physikalisch und geochemisch) seit Anlage der Teiche, die die Vegetationsgeschichte beeinflusst haben könnten?
- In welchen Horizonten von Sedimentkernen aus den Bergwerksteichen lassen sich Arten der Teichbodenvegetation nachweisen und welchen Zeiträumen lassen sich diese zuordnen?
- Kann das Vorkommen der Arten mit der Entstehungsgeschichte und historischen Bewirtschaftung der Teiche in Beziehung gesetzt werden?
- Wie ist *Coleanthus subtilis* im 20. Jahrhundert im Untersuchungsgebiet verbreitet?

6.2 Methoden

6.2.1 Archivstudien zur Gebiets- und Nutzungshistorie

Anhand von Archivarbeit wurde umfassend die Historie zweier ausgewählter Teiche im Kontext des gesamten Kunstgraben- und Teichsystems der RWA sowie dessen tangierender Bereiche bis zum aktuellen Zeitpunkt nachvollzogen (KUGLER 2008, MIEKLEY 2010). Dabei handelte es sich um folgende Gewässer (vgl. Tabelle 4):

- Berthelsdorfer Hüttenteich: bedeutendster Teich für die Wasserversorgung zu Zeiten des Freiburger Bergbaus, mit je zwei Zu- und Abläufen,
- Großhartmannsdorfer Großteich: ältester und größter Teich mit hohem Konfliktpotenzial bezüglich der aktuellen Nutzung und aufgrund verschiedener Naturschutzbelange

Das Hauptaugenmerk der Archivarbeit lag auf

- der zeitlichen Abfolge der Bauphasen der Teiche/des Systems,
- den Bewirtschaftungsmaßnahmen im System selbst wie beispielsweise Entschlammung der Grundablässe, Fischbesatz, Besspannungsregime,
- Maßnahmen in der näheren Umgebung der Kunstgräben und Teiche, die in Bezug auf die Wasserbeschaffenheit relevant sind sowie
- witterungsbedingte Einflüsse (Starkregenereignisse, Trockenperioden).

Dabei wurde auf Datenmaterial/Akten/Unterlagen der folgenden Archive zurückgegriffen:

- Bergarchiv Freiberg (Dienststelle des Sächsischen Staatsarchivs),
- Stadtarchiv Freiberg,
- wissenschaftlicher Altbestand der Freiburger Universitätsbibliothek „Georgius Agricola“,
- Archive von LTV und RWA,
- Datenbank des Projekts „UNESCO-Welterbe Montanregion Erzgebirge“.

Darüber hinaus wurden Recherchen zum Bespannungsregime folgender 9 Teiche in den Teichbüchern der RWA durchgeführt (GÖHLER 2010; Tabelle 4):

- | | |
|--|-------------------------------------|
| - Berthelsdorfer Hüttenteich, | - Oberer Großhartmannsdorfer Teich, |
| - Konstantin Teich, | - Obersaidaer Teich, |
| - Rothbacher Teich, | - Dörnthalener Teich, |
| - Erzglengler Teich, | - Dittmannsdorfer Teich |
| - Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich, | |

Daten zum Bespannungsregime des Großhartmannsdorfer Großteichs seit 1908 wurden durch die RWA zur Verfügung gestellt.

6.2.2 Bohrkernentnahme

Zur Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte seit Anlage der RWA durch die Analyse der im Teichsediment konservierten pflanzlichen Großreste (Früchte, Samen und Fragmente davon) (s. Kap. 6.2.4, 6.3.4), wurden in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Physische Geographie der FSU Jena Sedimentkerne (Durchmesser ca. 6 cm) aus dem Berthelsdorfer Hüttenteich und dem Großhartmannsdorfer Großteich gewonnen (vgl. Kap. 6.2.1). Dabei wurden jeweils folgende zwei Probenahmetechniken angewandt: Zum einen wurde ein Schwerelot verwendet (Abb. 1 a), mit dem relativ ungestörte oberflächennahe Sedimentkerne gewonnen werden können, und zum anderen wurde ein Bohrgestänge (Abb. 1b) für tiefer reichende Beprobungen eingesetzt.

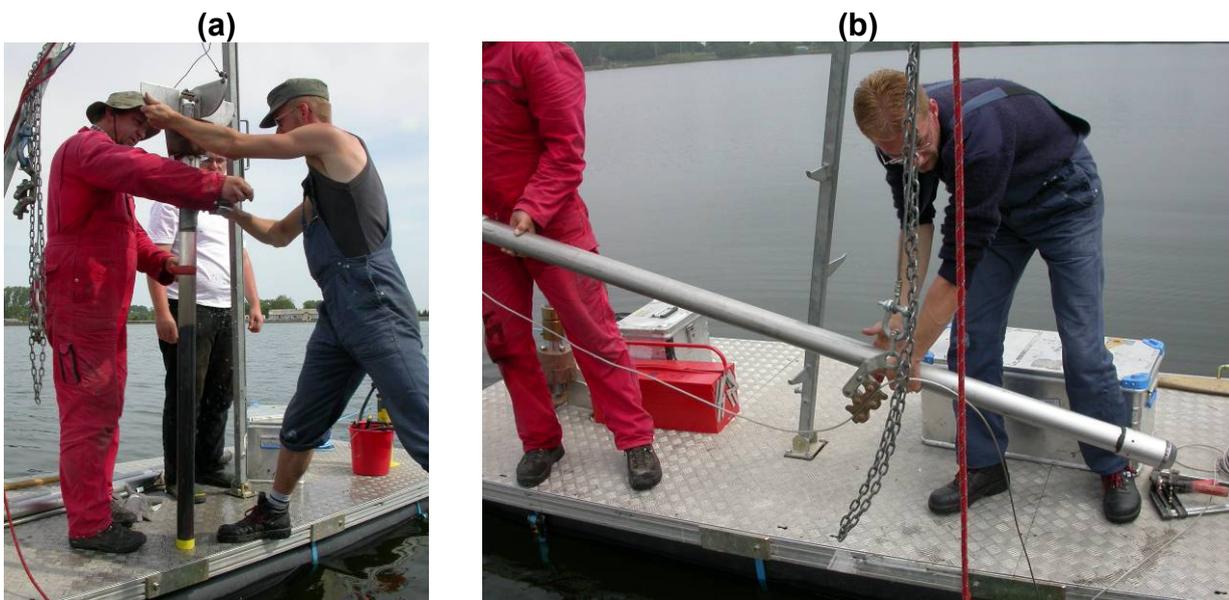


Abb. 1: Entnahme von Sedimentkernen.

(a) Schwerelot mit Sedimentkern, (b) Bohrgestänge, frisch gehoben (Fotos: H. John).

6.2.3 Physikalische und geochemische Analyse der Bohrkerns sowie Altersdatierung

Die Sedimentkerne wurden an der FSU Jena längs halbiert. Anschließend wurden Kernbeschreibungen hinsichtlich Sedimentfarbe, Schichtung, Korngrößen und weiterer auffälliger Merkmale vorgenommen und zusätzlich Untersuchungen zur Sedimentbeschaffenheit durchgeführt (HEMPEL 2007, KASPER 2007). Letztere umfassten die Parameter magnetische Suszeptibilität (Magnetisierbarkeit), Korngrößenverteilung, Organik-, Eisen- sowie Phosphorgehalt.

2008 erfolgte an der FSU Jena die Ermittlung der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelgehalte sowie der Gehalte der Elemente Al, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, Ti und Zn in verschiedenen Tiefen und damit unterschiedlichen Zeitabschnitten. Damit sollen Informationen zu im Verlauf der Zeit möglichen Änderungen im Nährstoffhaushalt und über die Schadstoffbelastung gewonnen werden.

Ausgewählte Proben der tieferen Horizonte der Sedimentkerne aus dem Berthelsdorfer Hüttenteich und dem Großhartmannsdorfer Großteich wurden zur ^{14}C -Datierung an das Leibniz-Labor für Altersbestimmung und Isotopenforschung (Kiel) versandt. Bei einem Teil der Proben wurde das gesamte Sedimentmaterial eines 1 cm dicken Horizonts datiert, bei einem anderen Teil nur das daraus ausgelesene Samen- bzw. Gewebematerial. Die oberen Horizonte des Sedimentkerns aus dem Berthelsdorfer Hüttenteich wurden zusätzlich im Helmholtz-Zentrum München (Institut für Strahlenschutz, RADLAB) radiologisch hinsichtlich ^{210}Pb und ^{137}Cs analysiert.

6.2.4 Großrestanalyse und Rekonstruktion der Besiedelung

Die Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte erfolgte durch die Analyse der im Teichsediment konservierten pflanzlichen Großreste, insbesondere Früchte und Samen (vgl. JOHN 2007a). In Anlehnung an die u. a. in BERGLUND (1986) und LANG (1994) beschriebene Anleitung zur Untersuchung von Sedimenten auf pflanzliche Großreste wurden für 2 Kerne des Berthelsdorfer Hüttenteichs und einen Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs die horizontweise Siebung der Sedimente vorgenommen und pflanzliche Großreste aus den Siebfraktionen $>250\ \mu\text{m}$ ausgelesen, bestimmt und gezählt.

Weiterhin wurden durch GOLDE und OLIAS (Kooperationspartner NSI) historische Aufzeichnungen zur Verbreitung der Teichbodenvegetation, die im NSI vorlagen, ausgewertet. Diese gaben Aufschluss über die Verbreitung der Arten seit 1904 (1. Dokumentation im Untersuchungsgebiet: SCHORLER 1904).

6.3 Ergebnisse

6.3.1 Ergebnisse der Archivstudien zur Rekonstruktion von Gebiets- und Nutzungshistorie

Die Ergebnisse der Archivstudie wurden in chronologischer Reihenfolge tabellarisch mit den jeweiligen Quellen erfasst (KUGLER 2008, MIEKLEY 2010). Darin enthalten sind unter anderem Aspekte zur Baugeschichte der Teiche, zur Nutzung (z. B. Fischerei) sowie zu extremen Wetterereignissen. Wichtige historische Ereignisse für den Großhartmannsdorfer Großteich (a) und den Berthelsdorfer Hüttenteich (b) werden im Folgenden dargestellt.

(a) Zur Gebiets- und Nutzungshistorie des Großhartmannsdorfer Großteichs

Ein Unterer Großhartmannsdorfer Teich, wie der Großhartmannsdorfer Großteich auch genannt wird, wurde nach den Archivstudien erstmals 1518 erwähnt (Tabelle 5). Mit dem Bau der Berthelsdorfer Rösche 1558 wird der Teich Bestandteil des Kunstgraben- und Teichsystems. Daraufhin erfolgten mehrere Umbau- und Vergrößerungsmaßnahmen. Vermutlich hatte der Teich bereits Anfang des 18. Jahrhunderts annähernd seine heutige Größe erreicht. In dieser Zeit begann auch der Torfstich. 1836/37

fand die letzte große Baumaßnahme mit der Erneuerung der Mauer, dem Einbau eines Striegels und einer umfangreichen Entschlammung statt.

Tabelle 5: Wichtige Meilensteine in der Geschichte des Großhartmannsdorfer Großteichs.
(Auszug aus KUGLER 2008)

Jahr (oder a/m/d)	Ereignis am Großhartmannsdorfer Großteich
1518	Ein unterer Großhartmannsdorfer Teich wird unter Rudolph von Bünau (Besitzer des Unteren Teils von Großhartmannsdorf) zur Fischhaltung angelegt
1524	Ein Vorläuferteich (vom Großhartmannsdorfer Großteich) ist bereits vorhanden und wird unter Martin Planer erweitert
1558	Mit dem Besitzer von Großhartmannsdorf: <i>Bastian Alnpeck</i> und den Mühlenbesitzern von Müdisdorf und Weichmannsdorf wird ein Abkommen zum Abzweig von Kunstgrabenwasser geschlossen. → mit Oberbergmeister <i>Markus Röhling</i> Damit erweitert sich das Kunstgrabensystem durch den Berthelsdorfer Kunstgraben (Baubeginn 06.01.1558) bis nach Großhartmannsdorf und endet vorläufig an der Alnpeck'schen Mühle.
1562.03.07	Kurfürst August I. erwirbt den Teich auf Anraten des Kunstmeisters Martin Planers samt Mahlmühle mit 3 Gängen, einer Brettmühle, 5 Fischhaltern von den Brüdern Alnpeck.
1572	Der Damm wird auf Befehl von Kurfürst August I. um fünf Ellen erhöht und der Feldraum angekauft in einer Größe wie der Teich angespannt werden kann.
1676	Der Teich kann nur ungenügende Mengen Aufschlagwasser liefern.
1710	Umbau des Teichdamms (um 4 Ellen erhöht) → Teich wurde damit der größte Teich
1711	Es ist beabsichtigt, den Damm zu erhöhen.
1713	Beginn des Torfstechens beim Großhartmannsdorfer Großteich Beim Überspannen des Teiches sollen die Gemeindewiesen unter Wasser gestanden haben.
1763	Das Zapfengehäuse des Tiefen Striegels soll „wandelbar“ gewesen sein und neben dem Zapfengehäuse hat sich bereits ein Loch gebildet
1785.09.23	Nachfolgend werden der/die Hälterteich(e?) repariert und der bisher zu schwach dimensionierte Damm zum Laichteich erneuert und mit einer Tarrasmauer versehen.
1786 (um)	„Erneut wurde der Teich bis zum äußersten über längere Zeit angespannt und in der höchsten Fülle behalten.“
1791	„Berainung“ des Großhartmannsdorfer Teiches
1804	Bau des Runden Striegels am Unteren Großhartmannsdorfer Teich nach Plänen von Schwamkrug
1805.06.22	Nachträglicher Aufkauf von einer Fläche von 32692,36 Quadratruthen
1836	Hauptreparatur des Teiches, u. a. durch eine Problemstelle in der Teichmitte, Überhandnehmen von Schlämmen → Befürchtungen Dammbbruch Der Tiefe Striegel wird anstelle der 1804 abgeworfenen drei hölzernen Gerinne eingebaut und der Damm selbst mit einer neuen Lehmdammmauer und einer neuen Tarrasmauer versehen. Der Teich wird entschlammt.
1837	Beendigung der Reparaturarbeiten am Großhartmannsdorfer Großteich
1851.05.22.	Durch das Gesetz über den Regalbergbau gingen die Stolln, Gräben, Röschen und Teiche in das Gesamteigentum des Freiburger Reviers, vertreten durch den Revierausschuss, über und führten fortan (ab 1853) die Bezeichnung „Revier-Wasserlaufs-Anstalt“ und stehen unter Aufsicht des Bergamtes.
1890.04.15	Erhöhter Bedarf von Aufschlagwasser aus dem Teich

(b) Zur Gebiets- und Nutzungshistorie des Berthelsdorfer Hüttenteichs

Der Berthelsdorfer Hüttenteich wurde um 1550 angelegt (Tabelle 6). Etwa 40 Jahre darauf lag der Teich über 80 Jahre lang wüst (ohne Wasser). Daraufhin erfolgten mehrere Dammerhöhungen. Ende des 17. Jahrhunderts hatte der Teich bereits seine heutige Größe. Ein einschneidendes Ereignis in der Historie des Berthelsdorfer Hüttenteiches war der Dambruch 1820. Der Neubau der Mauer folgt kurz darauf. Nach der Wiederinbetriebnahme wird sowohl von Zeiten mit Überbespannung als auch von Trockenzeiten berichtet. Die Nutzung des Teiches war sehr vielfältig, neben der Fischerei wurde auch Rudersport betrieben und der Teich als Badegewässer genutzt.

Tabelle 6: Wichtige Meilensteine in der Geschichte des Berthelsdorfer Hüttenteichs
(Auszug aus MIEKLEY 2010)

Jahr (Quartal oder a/m/d)	Ereignis am Berthelsdorfer Hüttenteich
1550 (um)	„Wolfgang o.3.-4.M. samt Narrenfresser“ und die Besitzer der Loßnitzer Mühlen legen den „Hüttenteich“ an
1560	Der Berthelsdorfer Hüttenteich wird unter Martin Planer erweitert
1583	erstmalig Wasser aus dem Berthelsdorfer Hüttenteich über 5,4 km Länge bis in die Rinnengasse (Freiberg) geleitet
1591 – 1672	Der Hüttenteich liegt wüst
1668	„Bauung“ (Erhöhung) des Hüttenteichs
1672	Der seit 1591 wüst liegende Hüttenteich wird wieder angespannt
1680.08.04	Erhöhung des Hüttenteiches
1683 – 1685	Der Damm des Hüttenteiches wird um 3 Ellen (= 1,7 m) erhöht und damit der Teichspiegel auf 15,88 ha vergrößert
1699 (um)	Vergrößerung des Hüttenteiches
1708	Setzung im Damm vom Hüttenteich um 1,5 Ellen (= 0,85 m) und anschließende Reparatur
1710	Reparatur des Tiefen Zapfens am Hüttenteich
1733	Reparatur des Gerinnes, „ <i>die meiste Zeit aber darinnen nicht viel Karpfen vorhanden</i> “
1752	Erstellung eines Risses (H 5196, s. Anhang C1, Abb. C1-1)
1799, Lucia	„neuer Strichelschram am Hüttenteich gemacht“
1820.05.21	Dambruch
1820/21 Winter	Durchbruch des hinter den Überresten des gebrochenen Dammes zurückgestauten Wassers, Wiesen in Langenrinne geschlämmt
1823	„Hüttenteich samt tiefen Abzugsgraben und Herdfluthwasserbau vollendet“
1824	Stadt Freiberg ist Eigentümer der Hälfte des Hüttenteiches
1829, Crucis	Untersuchung des Teichgrundes mit Bohrlöchern
1834	Anspannung auf 13 Ellen 6 Zoll als normale Höhe angesehen, d.h. Teich fasst 57 Scheffel, 11,830 Metzen
1834	Erstellung eines Risses (H 1083, s. Anhang C1, Abb. C1-2)
1837	allgemeine Landesvermessung – Teichgröße: 28 Acker, 104 Quadrat-Ruthen also 56 Scheffel, 104 Quadrat-Ruthen
1840	normale Anspannung ist jetzt 6 Zoll höher, also 13 Ellen 12 Zoll
1843	Hüttenteich wird höher gespannt, als eigentlich erlaubt
1848.08.21	„[...] Zur Abklärung und Absandung der Alt Mordgruber Herdfluthwasser, [...], soll gleich unterhalb des Hüttenteiches ein teichartiger Sumpf hergestellt werden, bevor noch diese Wasser über den Jung hoh Birken Kunstgraben geführt werden.“

Jahr (Quartal oder a/m/d)	Ereignis am Berthelsdorfer Hüttenteich
1848.10.03	„Angriff des Herdfluth-Abläuterungsteichs für den Hüttenteichdamm ist erfolgt“
1852.11.	Hüttenteich wird abgefischt
1852.12.15	Ufer ist fest und trocken
1866.12.	Herdfluthentsandungsteich wird geschlämmt
1873, Reminiscere	Wasserstände: in der 8. Woche: 0,84 m, 9. Woche: 0,52 m, 10. Woche: 0,44 m, 11. Woche: 0,68 m
1873.05.	starke Trübung des aus dem Hüttenteich abgegebenen Brauchwassers, sehr niedriger Wasserstand, schon seit längerer Zeit
1889.04.	Verpachtung der Fischnutzung des Hüttenteiches auf 5 Jahre: Im Vertrag: - Das Recht einer von Zeit zu Zeit vorzunehmenden Entleerung des Hüttenteiches zu Revisions- und Reparaturzwecken bleibt dem Revierausschuss vorbehalten. - keine Besetzung mit Karpfen.
1891.04.28	Stadtrat-Ersuchen, das Baden im Hüttenteich untersagen zu wollen
1891.08.14	geplante Reparatur des Fischkastens: Trockenlegung des Teiches, aber erst nach Inbetriebnahme des Oberen Großhartmannsdorfer Teiches „Bei der Niederziehung des Teiches auch eine Ausfischung des anscheinend stark mit Raubfischen besetzten Wassers vornehmen.“
1901.08.23	Wasseranalyse d. Apothekers W. Rassmann: „Das Teichwasser ist trübe und gelblich gefärbt und besitzt einen modrigen Geruch und Geschmack.“ „Nach vorstehendem Befunde ist [...] das Teichwasser durch organische, pflanzliche Reste (Blätter, Holz) nicht durch tierische Fäkalien verunreinigt und in diesem Zustand nicht genießbar.“
1901, Crucis	„Niederziehung“ des Teiches
1902.10.	Bau eines neuen Flutgrabens, Verringerung des Teichwasserstandes durch Wasserabflüsse unterhalb des Teiches, „der Teich soll nicht wieder hochgenommen werden, stattdessen allmählich niedergenommen“
1903.09.	Gänse werden zum Tränken und Baden vom Bahnhof aus in den Hüttenteich getrieben, sehr gesunkener Wasserspiegel
1903.10.	Verbot des Eintreibens der Tiere in den Teich
1910/11	Ruder- und Segelsport auf dem Hüttenteich
1911	Beschwerde: „es gibt am Hüttenteich keine Wildenten mehr“
1913.04.	Erlaubnis zum Baden im Hüttenteich angefragt
1922.06.25	Schwimmfest

Für das Untersuchungsgebiet relevante Unwetterereignisse, die einen Einfluss auf die Sedimentationsprozesse in den Teichen gehabt haben könnten, sind für den Zeitraum seit der Anlage der Teiche der RWA bis heute im Folgenden zusammengestellt (Tabelle 7).

Tabelle 7: Bekannte Unwetterereignisse im Untersuchungsgebiet.
(nach KUGLER 2008, bzw. * aus <http://www.wetterzentrale.de/cgi-bin/wetterchronik/home.pl> (Stand:28.06.2010))

Jahr	Ereignis und räumlicher Bezug
1523	Münzbachhochwasser
1543	Unwetter Raum Tharandt
1546	Münzbachhochwasser
1553	Gewitter und Wolkenbruch bei Brand-Erbisdorf und Freiberg
1563	Unwetter „im ganzen Lande“

Jahr	Ereignis und räumlicher Bezug
1569	Gewitter und viel Regen im Umkreis Freiberg/Münzbach
1573	Hochwasser „im ganzen Lande“
1577	Unwetter bei Freiberg
1582	Flut, insbesondere Elbe
1628*	Wolkenbruch bei Chemnitz und Umgebung
1778*	Hagelunwetter in Annaberg/Erzgebirge und Umgebung
1832	„Hauptgewitterfluthen“, Gebiet Freiburger Bergwerksteiche, insbesondere Gegend von Großhartmannsdorf und Zethau
1838	Wolkenbrüche von Freiberg bis Dörnthal
1906*	Größte 24stündige Niederschlagsmenge in Deutschland in Zeithain bei Riesa/Sachsen (vor der Flut 2002)

6.3.2 Ergebnisse der Recherchen zum historischen Spannungsregime der Teiche

Die Recherchen zum historischen Spannungsregime ergaben für die 10 betrachteten Teiche, dass diese von Beginn der zur Verfügung stehenden Teichbücher bzw. Daten (1908: Großhartmannsdorfer Großteich, 1968: Obersaidaer, Oberer und Mittlerer Großhartmannsdorfer, Erzengler und Rothbacher Teich, 1979: Konstantin Teich und Berthelsdorfer Hüttenteich bzw. 1986: Dittmannsdorfer und Dörnthal Teich) bis zur politischen Wende in Deutschland meist deutlich intensiver bewirtschaftet wurden als heute. Dies bedeutet, dass früher die Wasserspiegelschwankungen und damit auch die Totalentleerungen z. T. wesentlich häufiger waren (Anhang C2).

6.3.3 Ergebnisse der physikalischen und geochemischen Analyse der Bohrkerne sowie Altersdatierung

Da nur mit dem Bohrgestänge eine tiefreichende Sedimentbeprobung erfolgen konnte, die oberen Horizonte dabei aber in der Regel methodenbedingt gestört werden, wurden in jedem Teich zusätzlich mittels Schwerelot ungestörte Proben der oberen Sedimenthorizonte entnommen.

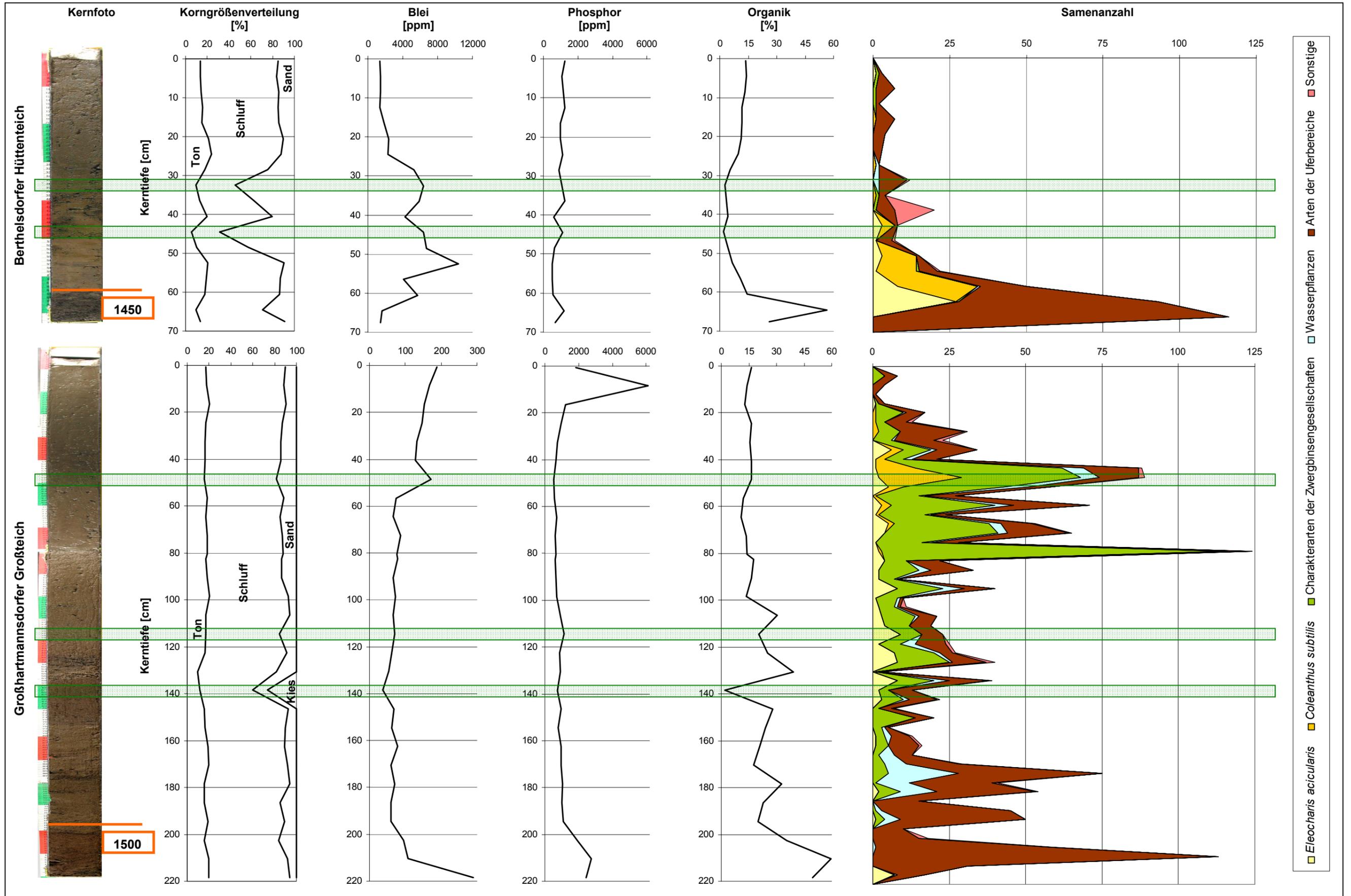
Die Ergebnisse der Kernbeschreibungen zeigten im Falle des Berthelsdorfer Hüttenteichs, dass beide Kerne hinsichtlich der Horizontabfolge vergleichbar waren und sogar mit dem Schwerelot die Sedimentunterkante erreicht wurde. Somit wurde in die folgenden Darstellungen für diesen Teich nur der Schwerelotkern einbezogen.

Für den Großhartmannsdorfer Großteich wurde ebenfalls auf eine Verschneidung der beiden Sedimentkerne verzichtet, da die Ergebnisse der magnetischen Suszeptibilität und Kernbeschreibungen weitestgehend übereinstimmten. Eine Störung der Sedimente der oberen Horizonte im Bohrgestängekern wurde damit als gering eingeschätzt. Da nur der Bohrgestängekern bis zur ursprünglichen Geländeoberfläche reicht, wird dieser Kern in den folgenden Auswertungen berücksichtigt.

Abbildung folgende Seite:

Abb. 2: Ergebnisse der Sedimentkernanalysen im Berthelsdorfer Hüttenteich (oben) und im Großhartmannsdorfer Großteich (unten) hinsichtlich Korngrößenverteilung, Blei-, Phosphor- und Organikgehalte sowie Großreste (Samen und Früchte) im Tiefenprofil.

Die beiden Jahreszahlen markieren Ergebnisse von ¹⁴C-Altersbestimmungen im Bereich des Teichsedimentgrunds; die grün markierten Bereich zeigen Lagen mit höherem Anteil gröberer Materials an (z.B. Sand, Kies, organische Bestandteile), die evtl. auf höhere Fließgeschwindigkeiten in Folge von Starkniederschlägen zurückgehen.



(a) Physikalische und geochemische Sedimentbeschaffenheit

Die in Abb. 2 zusammengestellte Auswahl der analysierten physikalischen und geochemischen Parameter zeigt einige markante Horizonte mit erheblichen Änderungen von einzelnen oder mehreren Parametern innerhalb eines Teiches sowie einige Parallelen wie auch z. T. deutliche Unterschiede beim Vergleich der beiden Kerne.

Der **Sedimentkern des Berthelsdorfer Hüttenteiches** hat eine Länge von 68 cm. Er ist in den unteren 8 cm durch einen bodenartigen Bereich gekennzeichnet, der wahrscheinlich der ursprünglichen Geländeoberfläche entspricht. Optisch deutlich abgesetzt befindet sich in den darauf folgenden 60 cm typisches Teichsediment. Im bodenartigen Bereich finden sich entsprechend hohe Organik- und Phosphorgehalte. Ebenso ist hinsichtlich der Korngrößenverteilung die Grobfraction angereichert, da grobe Pflanzenreste enthalten sind (vgl. Abb. 2).

Der **Sedimentkern des Großhartmannsdorfer Großteichs** hat eine Länge von 220 cm, ist also ca. 3 mal so lang wie der Kern des Berthelsdorfer Hüttenteiches. Da der Großhartmannsdorfer Großteich aber mehr Zuläufe als der Berthelsdorfer Hüttenteich besitzt, erscheint die erhöhte Sedimentationsrate im Großteich plausibel. Die unteren ~ 20 cm sind auch hier bodenartiger Bereich, wobei der Einfluss des randlich überstauten Quellmuldenhochmoores durch Torf Beimengung (zahlreiche *Sphagnum*-Blättchen) deutlich wird. Der Organik- und Phosphorgehalt sind in diesem Bereich hoch. Darüber folgen ~ 200 cm Teichsediment. Der Übergang vom bodenartigen Bereich zum Teichsediment erfolgt allmählich (Abb. 2).

Innerhalb des Teichsediments beider Kerne, das vorrangig aus schluffigem Material besteht, befinden sich Sandlagen bzw. Lagen mit größerem Material, zwei im Kern des Berthelsdorfer Hüttenteichs und drei im Großhartmannsdorfer Großteich (grün markierte Bereiche in Abb. 2). Die untere Lage des Großteichkerns enthält sogar eine Kiesfraktion. Solche Lagen bieten die Möglichkeit einer groben Datierung (vgl. Kap. 6.3.3 (b)).

Die Bleigehalte sind im unteren Teil des Teichsediments vom Berthelsdorfer Hüttenteichkern stark erhöht und nehmen ab etwa 50 cm Kerntiefe bis heute ab. Im Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs sind die Bleigehalte hingegen im bodenartigen Bereich am höchsten und nehmen dann im Teichsediment bis etwa 140 cm Kerntiefe (= Kieslage) ab. Daraufhin erfolgt ein allmählicher Anstieg bis heute. Beim Vergleich der Gehalte beider Kerne fällt auf, dass die Bleigehalte im Berthelsdorfer Hüttenteich wesentlich höher als im Großhartmannsdorfer Großteich liegen (beachte unterschiedliche Skala in Abb. 2). Im Großhartmannsdorfer Großteich entsprechen die Gehalte mehr oder weniger dem geogenen Hintergrund, während der Berthelsdorfer Hüttenteich durch die in der Nähe befindlichen Hütten stark beeinflusst wurde. Ähnliche Verläufe zeigen auch die Kupfer- und Zinkgehalte in beiden Kernen (nicht dargestellt).

Die Phosphorgehalte der Teichsedimente liegen in beiden Teichen zwischen 500 und 1200 ppm, wobei die Gehalte im Berthelsdorfer Teich stärker und häufiger schwanken. Der Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs ist durch einen Phosphor-Peak (>6000 ppm) in den oberen 20 cm gekennzeichnet. Zusammenhänge zwischen Phosphor- und Organikgehalt im Teichsediment sind nicht erkennbar.

Die Organikgehalte der Teichsedimente sind in beiden Teichen geringer als in den jeweiligen bodenartigen Bereichen, unterliegen aber im Großhartmannsdorfer Großteich stärkeren Schwankungen (~ 5-35%) als im Berthelsdorfer Hüttenteich (~ 5-15%). Auffällig ist im Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs ein Organik-Peak in 130 cm Tiefe. Die Gesamtstickstoff- und Kohlenstoffgehalte (nicht dargestellt) zeigen jeweils den gleichen Kurvenverlauf, was darauf hindeutet, dass diese Elemente überwiegend organisch gebunden vorliegen.

(b) Datierung

Die ^{14}C -Datierung der Proben nahe der jeweiligen ursprünglichen Geländeoberfläche ergaben für beide Teiche plausible Werte (Jahreszahlen in Abb. 2), die im Großhartmannsdorfer Großteich in etwa die aus den Archivstudien bekannte Anlagezeit des Teiches widerspiegeln. Die etwas ältere Datierung des Berthelsdorfer Hüttenteiches ist vermutlich auf geringe Beimengung von Material aus dem darunter anschließenden älteren bodenartigen Bereich zurückzuführen. Somit kann die Datierung der Kernbasis als weitestgehend gesichert gelten und für die Ermittlung der durchschnittlichen jährlichen Sedimentationsrate herangezogen werden.

Da der Kern des Berthelsdorfer Hüttenteiches bei etwa gleichem Teichalter wesentlich kürzer als der des Großhartmannsdorfer Großteiches ist und der Berthelsdorfer Hüttenteich außerdem 1820 einen Dammbbruch (mit möglicherweise größeren Sedimentverlusten) erlitt, wurde zusätzlich eine ^{210}Pb - und ^{137}Cs -Datierung der oberen Sedimentschichten des Berthelsdorfer Hüttenteichkerns durchgeführt. Die Analysen beider Isotope lieferten jedoch widersprüchliche Ergebnisse. Am aussagekräftigsten wird hier das CRS (Constant Rate of Supply) Modell auf Basis von ^{210}Pb angesehen, das speziell für variierende Sedimentationsraten entwickelt wurde. Dieses Modell deutet auf abnehmende Sedimentationsraten mit zunehmender Kerntiefe hin und liefert insofern keine Hinweise, dass durch den Dammbbruch mächtige Sedimentschichten verloren gegangen sind. Ebenso bildet sich der Cäsiumpeak durch den Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 sehr deutlich in einem eng begrenzten Tiefenbereich ab, wodurch Umlagerungen als unwahrscheinlich angenommen werden können. Auch damit erhält man durch Extrapolation eine vergleichbare Kernlänge.

Berechnet man aus der Mächtigkeit der Sedimentschicht (Berthelsdorf = 60 cm über bodenartigem Bereich) und dem Alter des Teiches (455 a - 80 a Wüstliegen = 380) eine durchschnittliche jährliche Sedimentationsrate, erhält man einen Wert von 0,16 cm/a. Für den Großhartmannsdorfer Großteich ergibt sich eine mittlere jährliche Sedimentationsrate von 0,41 cm/a (Alter: 485 a, Sedimentmächtigkeit: ~ 200 cm). Mit diesen Werten können die Jahreszahlen der Hochwasserereignisse und Unwetter auf die in Tabelle 8 aufgeführten Kerntiefen umgerechnet werden, sowie die Position des Wüstliegens im Berthelsdorfer Hüttenteichkern ermittelt werden.

Die Hochwässer und Unwetter können die Ursache für Lagen mit gröberem Material (Sand- und Kieslagen, organische Grobreste) in den Sedimentkernen sein, da der Eintrag groben Materials an hohe Fließgeschwindigkeiten im Zulauf gebunden ist. Vergleicht man die Position dieser Lagen (grüne Bereiche in Abb. 2) mit der aus der Sedimentierungsgeschwindigkeit berechneten Position der Hochwässer bzw. Unwetter aus Tabelle 7, so sind solche Lagen im Berthelsdorfer Hüttenteichkern wahrscheinlich mit den Starkregenereignissen 1778 und 1832 in Verbindung zu setzen, jene im Großhartmannsdorfer Großteichkern auf die Ereignisse 1906, 1778 und 1628 zurückzuführen (s. Tabelle 8). Die Position des Wüstliegens des Berthelsdorfer Hüttenteiches lässt sich bei einer Kerntiefe um 53 cm einordnen.

Der Organik-Peak im Kern des Großhartmannsdorfer Großteiches in 130 cm Tiefe geht mit einer dunklen Lage (siehe Kernfoto, Abb. 2) einher. Dieser Horizont lässt sich anhand der mittleren jährlichen Sedimentationsrate um das Jahr 1739 datieren. Hier könnten Zusammenhänge mit dem Beginn des Torfstichs am Teich 1713 bestehen. Auch insofern scheint die Zuordnung der Unwetterereignisse von 1628 bzw. 1778 zu der darunter- bzw. darüberliegenden Lagen mit gröberem Material plausibel zu sein.

Tabelle 8: Umrechnung der Hochwasser- und Unwetterjahre aus Tabelle 7 auf die Kerntiefen.
 Grau markierte Werte befinden sich in der Nähe von den Lagen mit höheren Anteilen größeren Materials (Sandlagen, organische Bestandteile) in den Sedimentkernen (vgl. grüne Markierungen in Abb. 2).

Jahr des Ereignisses	Entsprechende Tiefe [cm] im Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs	Entsprechende Tiefe [cm] im Kern des Berthelsdorfer Hüttenteichs
1906	Extrem hoher Niederschlag 41,6	15,9
1838	69,7	26,7
1832	72,2	Gewitterfluten Bergwerksteiche 27,6
1778	Hagelunwetter Erzgebirge 94,4	Hagelunwetter Erzgebirge 36,2
1628	Wolkenbruch bei Chemnitz 156,3	Teich wüst 52,9
1582	175,3	54,5
1577	177,3	55,3
1573	179,0	55,9
1569	180,6	56,5
1563	183,1	57,5
1553	187,2	59,1
1546	190,1	
1543	191,3	Teich noch nicht erbaut
1523	199,6	

6.3.4 Ergebnisse der Großrestanalyse der gehobenen Sedimentkerne

Für die Darstellung der Ergebnisse der Großrestanalyse (Abb. 2) wurden die einzelnen Arten/Taxa (außer *Coleanthus subtilis* und *Eleocharis acicularis*) wie folgt gruppiert: Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften umfassen *Limosella aquatica*, *Elatine hydropiper*, *E. triandra*, *Gnaphalium uliginosum*, *Peplis portula*, *Juncus bufonius* und *Eleocharis ovata*. Unter „Wasserpflanzen“ wurden *Ranunculus peltatus*, *Alopecurus aequalis*, *Callitriche* spec. und Characeae zusammengefasst. Pflanzen der Uferbereiche sind *Littorella uniflora*, *Polygonum lapathifolium*, *Rorippa palustris*, *Alisma plantago-aquatica*, *Stellaria uliginosa*, *Bidens* spec., *Juncus* spec., *Eleocharis* spec., *Carex* spec., *Phragmites*, *Typha* spec. und *Betula pubescens*. Unter „Sonstige“ finden sich Arten der Wiesen sowie Taxa, die nicht bis auf Artebene bestimmt werden konnten.

Im Allgemeinen ist in beiden Kernen eine Vegetationsveränderung seit der Anlage der Teiche eingetreten. Die Vegetation zum Zeitpunkt der Anlage wurde von Arten nasser Standorte, die die heutige Ufervegetation ausmachen, gebildet, wobei *Juncus*- und *Carex*-Arten dominierten. Dies deutet darauf hin, dass die Standorte der Teiche auch schon vor dem Teichbau sehr feucht waren. Bereits im bodenartigen Material beider Teiche fanden sich schon Samen von *Eleocharis acicularis* als Charakterart der Zwergbinsengesellschaften. Kurz nach der Anlage des Berthelsdorfer Hüttenteichs ist auch *Coleanthus subtilis* in diesem Teich vorhanden. In diesem Bereich konnte sogar die höchste Samenzahl der Art nachgewiesen werden. Weitere Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften sind im Berthelsdorfer Hüttenteich kaum zu finden. Auch Samen bzw. Oosporen von Wasserpflanzen sind selten. Die Samenanzahl von Arten der Uferbereiche bleibt seit der Anlage des Teiches annähernd konstant.

Mit der Anlage des Großhartmannsdorfer Großteichs ergibt sich ein anderes Bild: Hier sind neben *E. acicularis* zahlreiche andere Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften als Samen vertreten. Auch Wasserpflanzen sind insbesondere im unteren Bereich des Teichsediments häufiger nachweisbar als im Berthelsdorfer Hüttenteich. Die Horizonte mit den meisten Samen von Arten der Zwergbinsen-

gesellschaften stammen im Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs aus der Zeit zwischen 1800 und 1900. Danach ist bis heute eine Abnahme zu verzeichnen. *C. subtilis* ist im Großhartmannsdorfer Großteich erst ab etwa 1800 nachweisbar und erreicht um 1885 die maximale Zahl an Samennachweisen. Die Häufigkeit der Nachweise bzw. die Samenzahl der Art nimmt daraufhin bis heute ab.

Nach den Resultaten der Großrestanalyse kann also davon ausgegangen werden, dass sich die typische Teichbodenvegetation weit vor ihrer ersten Dokumentation in der Literatur (SCHORLER 1904), nämlich schon kurz nach der Anlage der untersuchten Teiche, in diesen etabliert hat. Während die Teichbodenvegetation im Großhartmannsdorfer Großteich von Beginn an artenreicher ausgeprägt ist, wurde sie im Berthelsdorfer Hüttenteich in der Zeit kurz nach Anlage des Teiches von *C. subtilis* und *E. acicularis* dominiert.

Die Phase des Wüstliegens des Berthelsdorfer Hüttenteichs äußert sich in der Vegetationsabfolge nicht. Die durch extreme Unwetter verursachten Sandlagen enthalten aber tendenziell weniger Samen. Interessant ist, dass *C. subtilis* offenbar nicht durch die hohen Schwermetallgehalte im Berthelsdorfer Hüttenteich beeinträchtigt wurde, denn das Maximum der Samennachweise für diese Art befindet sich genau im Bereich mit extrem hohen Bleigehalten. Das Blei lag aber vermutlich nicht in pflanzenverfügbarer Form vor, denn im Sediment sind keine Hinweise auf reduzierende Bedingungen, die sehr niedrige pH-Werte verursachen und damit Blei verfügbar machen würden, erkennbar. Möglicherweise ist der extreme Anstieg der Phosphorgehalte im Großhartmannsdorfer Großteich die Ursache für den Rückgang der Samenzahlen in den oberen 15 cm, also etwa in den letzten 40 Jahren. Die sprunghafte Abnahme der Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften mit Ausklang des 19. Jahrhunderts im Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs könnte im Zusammenhang mit der Beendigung des Bergbaus im Freiburger Revier stehen. Dadurch sank der Wasserbedarf und Wasserspiegelabsenkungen wurden seltener bzw. beschränken sich auf den etwa 4-jährigen Abfischrhythmus. Die Dauer von Totalentleerungen wird sich damit ebenfalls verkürzt haben. So konnte sich an der Probenahmestelle des Sedimentkerns, die mit dem Ziel, einen möglichst ungestörten, langen Kern zu gewinnen, in die Teichmitte gelegt wurde, nur noch selten die typische Teichbodenvegetation entwickeln.

6.3.5 Vorkommen der Arten der Teichbodenvegetation, insbesondere *C. subtilis* zwischen 1900 und 2000 in den Gewässern des Untersuchungsgebiets

In der Zeit vom Erstnachweis von *Coleanthus subtilis* in den Freiburger Bergwerksteichen bis 2000 wurde die Art für insgesamt 11 Gewässer des Untersuchungsgebietes nachgewiesen (Tabelle 9). Während für die meisten Gewässer nur 1 bis 5 Nachweise für diese 100 Jahre vorliegen, treten 3 Teiche mit einer großen Nachweishäufigkeit hervor. Dies sind der Obere Großhartmannsdorfer Teich, der Großhartmannsdorfer Großteich und der Berthelsdorfer Hüttenteich. Hier liegen jeweils 17 bis 26 sichere Nachweise der Art vor und Vorkommen in weiteren Jahren sind wahrscheinlich, da (Teil-)Entleerungen schriftlich dokumentiert wurden.

Diese Beobachtungen von *C. subtilis* stammen zumeist aus dem ufernahen Bereich der Gewässer, die im Gegensatz zu den tiefer gelegenen Zonen abtrocknen und begehbar sind. Die Auswirkungen des veränderten Bespannungsregimes im Übergang vom 19. zum 20. Jahrhundert werden für die Randzonen geringer ausgefallen sein als für die im Kap. 6.3.4 geschilderten Kernprobenahmestellen.

Tabelle 9: Nachweise und (potenzielle Vorkommen) von *Coleanthus subtilis* seit der Erstbeschreibung für das Untersuchungsgebiet durch SCHORLER im Jahr 1904 bis 2000.

Potenzielle Vorkommen beziehen sich auf Beobachtungen eines abgesenkten Wasserstandes im betreffenden Jahr, ohne Vegetationserfassung (nach OLIAS 2009, dort auch umfangreiche Literatursammlung).

Gewässer	Nachweise bzw. (potenzielle Vorkommen) von <i>Coleanthus subtilis</i> Zwischen 1900 und 2000	Anzahl Nachweisjahre (Potenzielle Vorkommen)
Dittmannsdorfer Teich	1929, 1930, 1949, 1997, 1998	5
Bierwiesenteich	?	
Dörnthalener Teich	1928, 1949, 1996, 1998, 1999	5
Obersaidaer Teich	1928, 1949, um 1990	3
Oberer Großhartmannsdorfer Teich	1928, 1929, 1930, 1932, 1934, 1936, 1949, (1957), 1962, 1966, 1979, 1981, 1982, (1988), 1989, 1992, 1994, 1996, 1999	17 (2)
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich	1928, 1937, 1976	3
Satzteich	?	
Östlicher Fischhälterteich	?	
Westlicher Fischhälterteich	?	
Großhartmannsdorfer Großteich	1904, 1927, 1928, 1929, 1931, 1933, 1934, 1936, 1937, 1949, 1950, 1953, 1954, (1956), 1959, (1960), 1964, 1967, (1968), (1971), 1972, (1973), 1975, 1976, (1977), (1978), (1979), (1981), 1982, 1983, 1985, 1987, 1989, (1990), (1991), 1992, 1995, 1997	26 (11)
Erzengler Teich	1928	1
Rothbächer Teich	?	
Lothar Teich	?	
Konstantin Teich	?	
Berthelsdorfer Hüttenteich	1928, 1931, 1933, 1934, 1949, 1950, (1954), (1956), (1957), 1959, (1965), 1966, 1967, (1968), (1970), (1972), (1977), 1979, 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, (1989), 1990, 1993, 1995, 1996, 1999	24 (9)
Landteich	?	
Biberteich	?	
Erzwäsche	?	
Mittelteich Stadtwald	?	
Mühlteich Freiberg	?	
Mittlerer Teich an Richtermühle	?	
Unterer Pochwerksteich	?	
Oberer Pochwerksteich	?	
Inselteich Helbigsdorf	?	
Großteich Helbigsdorf	?	
Talsperre Lichtenberg	?	
Vorbecken Talsperre Lichtenberg	?	
Talsperre Klingenberg	1 x Ende 1990er	1
Talsperre Saidenbach	1957	1
Vorsperren Forchheim	1979, 1981	2

6.4 Diskussion

Nach den Resultaten der Großrestanalyse kann davon ausgegangen werden, dass sich die typische Teichbodenvegetation weit vor ihrer ersten Dokumentation in der Literatur (SCHORLER 1904) in den untersuchten Teichen etabliert hat. Unterschiede bestanden aber in der Ausprägung der Vegetation. So dominierten *C. subtilis* und *E. acicularis* die Vegetation des Berthelsdorfer Hüttenteiches seit seiner Anlage um 1550. Nachweise anderer Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften sind bis in die oberen Kernbereiche sehr selten. Die Teichbodenvegetation des Großhartmannsdorfer Großteichs ist von Beginn an artenreicher ausgeprägt. Für den Kernbereich, der der Zeit zwischen 1800 und 1900 zuzuordnen ist, gelangen die meisten Samennachweise von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften. Mit Beginn des 19. Jhdts. konnte im Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs auch *C. subtilis* belegt werden. Daran anknüpfend zeigen die Erfassungen der Botaniker seit 1904, dass insbesondere *C. subtilis* auch im 20. Jahrhundert in diesen beiden Teichen sowie in 11 weiteren Gewässern des Untersuchungsgebiets vorkam.

Physikalische und geochemische Faktoren, die die Vegetationsgeschichte beeinflusst haben könnten, konnten aus den Sedimentkernuntersuchungen nicht eindeutig abgeleitet werden. Selbst die extrem hohen Bleigehalte im Berthelsdorfer Hüttenteich hatten offenbar keine negativen Auswirkungen auf die Teichbodenvegetation, insbesondere *C. subtilis*. Lediglich die stark von 1000 auf 6000 ppm erhöhten Phosphorgehalte im Kern des Großhartmannsdorfer Großteichs deuten eine mögliche negative Beeinflussung in Form einer abnehmenden Samenanzahl an.

Entscheidender schien das Bespannungsregime für die Häufigkeit von Arten der Teichbodenvegetation zu sein. So ist die Beendigung des Bergbaus im Freiburger Revier, die den Wasserbedarf reduzierte und das Bespannungsregime vergleichmäßigte, deutlich im Tiefenprofil der Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften erkennbar. Diese Aussage betrifft jedoch nur die tieferen Bereiche der Teiche und kann nicht auf die gesamte Teichfläche übertragen werden, wie die hohe Nachweisfrequenz der Arten durch Botaniker im 20. Jahrhundert zeigt.

6.5 Zusammenfassung

Die Anlage der Teiche ist durch Veränderungen mehrerer physikalischer und geochemischer Parameter in den Sedimentkernen sichtbar. Sedimente, die sich im Übergangsbereich vom bodenartigen Substrat zum Teichsediment befinden, konnten mittels ^{14}C -Methode etwa auf den bekannten Zeitraum der Anlage der Teiche datiert werden. Seit der Anlage der Teiche bis heute sind vor allem Änderungen im Schwermetall- und Organikgehalt festzustellen. Mehrere Lagen mit größerem Material innerhalb der Sedimentkerne markieren heftige Unwetterereignisse und konnten somit für die grobe Datierung dieser Sedimenthorizonte genutzt werden. Veränderungen hinsichtlich des Bespannungsregimes mit Beendigung des Silber-Bergbaus im Freiburger Revier um 1900 sowie mit der Friedlichen Revolution 1990 sind belegbar.

Die ältesten Samen von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften, die in den Sedimentkernen gefunden wurden, stammen aus der Zeit der Anlage der Teiche und sind somit ca. 450 Jahre alt. Häufige Totalablässe, bedingt durch den hohen Wasserbedarf zum Antrieb verschiedener Bergwerksmaschinen bis Ende des 19. Jahrhunderts, haben die Entwicklung der Teichbodenvegetation in den tieferen Bereichen der Teiche ermöglicht. Für die Gewässer des Untersuchungsgebiets gelangen im 20. Jahrhundert, seit der Erstbeschreibung der Vegetation hier, zahlreiche Nachweise der Arten in der realen Vegetation, vorrangig der ufernahen Bereiche.

7 Analysen zur Verbreitung und zu ökologischen Ansprüchen der Arten

7.1 Einleitung

Als Grundlage für die Ableitung von Handlungsempfehlungen aus Naturschutzsicht sollen im vorliegenden Kapitel die bekannten Nachweise von Arten der Teichbodenvegetation und Resultate eigener Kartierungen im Rahmen der Projekts für das Untersuchungsgebiet seit 2000 zusammengestellt werden. Ergänzend dazu sollen Analysen zu abiotischen Standorteigenschaften vorgestellt werden, zu denen bisher nur unzureichende Kenntnisse vorlagen (vgl. Kap. 3.1, S 16ff). Darüber hinaus soll geklärt werden, ob die Trübung mancher Gewässer Ursache für die insbesondere in den letzten Jahren zu beobachtenden Bestandsrückgänge von *Littorella uniflora* sein kann.

Neben der realen Vegetation spielt die Diasporenbank für das Vorkommen der Arten eine wichtige Rolle. Damit die Arten der Teichbodenvegetation eine Diasporenbank ausbilden können, ist ein zeitlich ausreichend langes Trockenfallen zumindest von Teilflächen der Ufer durch Wasserstandsabsenkung erforderlich. Anhand phänologischer Untersuchungen soll geklärt werden, welche Zeitdauer Teichböden trocken liegen müssen, damit sich die Pflanzen erfolgreich bis hin zur Samenreife entwickeln können. Neben regelmäßig abgesenkten und besiedelten Gewässern im System der RWA kommen auch solche vor, die bereits über viele Jahre keine Wasserstandsabsenkung erfahren haben. Mit Hilfe von Sedimentproben aus Teichen mit unterschiedlichem Bespannungsregime soll analysiert werden, welchen Einfluss dieses Regime auf die Diasporenbank hat und ob lange bespannte Teiche noch ein ausreichendes Diasporenpotenzial aufweisen, um bei einem angepassten Bespannungsregime die Etablierung der für Teichschlammvegetation typischen Arten zu ermöglichen. Darüber hinaus soll anhand von Substratanalysen und Keimversuchen analysiert werden, welche Parameter Ursache für eine fehlende Besiedlung von Teichen in räumlicher Nähe des Systems der RWA sein könnten und ob sich diese Gewässer potenziell für eine Besiedlung eignen.

Folgende Fragestellungen sollen in diesem Kapitel analysiert werden:

- In welchen Gewässern kommen die Arten der Teichbodenvegetation seit etwa 2000 aktuell vor?
- Welchen Einfluss hat das Bespannungsregime auf den Diasporenbankvorrat und die Ausprägung der realen Vegetation?
- Eignet sich das Substrat des bisher nicht mit Arten der Teichbodenvegetation besiedelten Helbigsdorfer Inselteiches (nicht im RWA-System) für die Keimung entsprechender Arten?
- Wirkt sich eine anaerobe Lagerung der Samen negativ auf deren Keimrate aus?
- Welchen Einfluss hat die Gewässertrübung auf die Vitalität des Strandlings (*Littorella uniflora*)?
- Welche Zeitdauer benötigen die Arten der Teichbodenvegetation für den Durchlauf der Phänologiestadien und damit insbesondere bis zur Samenreife?
- Welche Standortparameter (Substrat, Nutzung des Teichumfeldes u. a.) haben einen Einfluss auf das Vorkommen der Arten der Teichbodenvegetation, insbesondere auf *Coleanthus subtilis*?
- Sind Samen von *Coleanthus subtilis* in der Lage unter Wasser zu keimen und können die Keimlinge eine Überstauung überleben?

7.2 Methoden

7.2.1 Erfassung der Artvorkommen in der realen Vegetation

Die aktuellen Vorkommen der Arten der Teichbodenvegetation in der realen Vegetation beziehen sich auf den Zeitraum seit 2000. In dieser Zeit war der überwiegende Teil der untersuchten Teiche (Tabelle 4) zumindest einmal (teil-)entleert. Die Vegetationskartierungen erfolgten durch Mitarbeiter des NSI (insbesondere vor Projektbeginn) und Frau Henriette John. Die Verbreitung der typischen Teichbodenarten wurde dabei verbal beschrieben und/oder in topographischen Karten festgehalten.

7.2.2 Diasporenbankanalysen

Da nicht nur die Beobachtung der aktuellen Vegetation Auskunft über das Vorhandensein von Arten gibt, sondern auch das Vorhandensein keimfähiger Diasporen im Sediment, wurden aus verschiedenen Teichen Sedimentproben entnommen und Diasporenbankanalysen durchgeführt.

Zur Analyse der Diasporenbank kamen generell zwei Methoden zum Einsatz: (a) das Siebspülverfahren, bei dem Substrat in unterschiedliche Korngrößenfraktionen gesiebt wird und diese anschließend auf Samen durchsucht werden und (b) das Ausstreichverfahren, bei dem Substrat ausgebracht wird und anschließend eine Artbestimmung der Keimlinge erfolgt.

Die Sedimente zur Diasporenbankanalyse stammten aus folgenden Teichen:

- Rothbacher Teich, in dem die charakteristischen Arten der regionaltypischen und europaweit einzigartigen Teichbodenvegetation noch nie nachgewiesen wurden; war nie über einen längeren Zeitraum als 8 Wochen teilentleert,
- Bierwiesenteich, in dem mit Ausnahme des Erstnachweises von *L. uniflora* 2007 ebenfalls keine Kenntnis über das Vorkommen der charakteristischen Arten bestand und der 2008 im Zuge einer Entwicklungsmaßnahme (siehe Kap. 9.3) teilentleert wurde, so dass ein Vergleich zwischen der Samenbank und der sich während der teilentleerten Phase entwickelten Vegetation erfolgen konnte; aufgrund flach einfallender Uferzonen fallen in Trockenperioden hin und wieder schmale Bereiche über längere Zeiträume frei,
- Berthelsdorfer Hüttenteich, in dem die regionaltypische Teichbodenvegetation regelmäßig gut ausgebildet ist; wird etwa zweimal in 10 Jahren teilentleert,
- Inselteich Helbigsdorf, als Gewässer im tangierenden Bereich des RWA-Systems (in räumlicher Nähe, jedoch nicht über Kunstgräben mit dem RWA-System verbunden) mit nur sehr wenigen typischen Teichbodenarten, wobei *L. uniflora* und *C. subtilis* fehlen,
- Großteich Helbigsdorf, als Gewässer im tangierenden Bereich des RWA-Systems (in räumlicher Nähe, jedoch nicht über Kunstgräben mit dem RWA-System verbunden) für das bislang keine Kenntnisse über das Vorkommen charakteristischer Arten der Teichbodenvegetation vorlagen,
- Satzteich, in dem die charakteristischen Arten der regionaltypischen und europaweit einzigartigen Teichbodenvegetation noch nie nachgewiesen wurden.

Aus den 3 ersten Teichen wurden 2008 an jeweils 3 bis 4 Probestellen mittels eines Stechzylinders (Durchmesser 19,5 cm) Sedimentproben bis in eine Tiefe von 7 cm entnommen und dem Siebspülverfahren (Kap. 7.2.2 (a)) mit anschließender Samensuche und Artbestimmung unterzogen (CLAUS 2010). Die Keimfähigkeit der ausgelesenen Samen der typischen Teichbodenarten wurde

anschließend in Keimungsversuchen getestet (Kap. 7.2.2 (c)). Parallel wurde mit Substrat dieser 3 Teiche das Ausstreichverfahren (Kap. 7.2.2 (b)) durchgeführt (CLAUS 2010).

Die Beprobung des Inselteichs Helbigsdorf erfolgte 2008 durch MEIBNER und JOHN an einer repräsentativen Stelle. Eine 200 ml umfassende Teilprobe wurde dem Siebspülverfahren unterzogen. Der benachbarte Großteich Helbigsdorf wurde 2009 durch GÜNTHER, WICHE und CLAUS an 16 Stellen doppelt beprobt (32 Zylinderproben, je 200 ml). Mit je einer Hälfte dieser Proben wurde das Ausstreichverfahren durch WETZIG und JOHN durchgeführt.

Der Satzteich wurde 2009 an einer repräsentativen Stelle beprobt. Dieses Substrat wurde ebenfalls dem Ausstreichverfahren unterzogen.

(a) Siebspülverfahren

Das Siebspülverfahren wurde nach BERNHARDT (1993) durchgeführt. Die mittels unterschiedlicher Maschenweiten durch Siebung gewonnenen Korngrößenfraktionen wurden luftgetrocknet (Abb. 3) und anschließend unter dem 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) bestimmt. Dieses Verfahren lässt keine Rückschlüsse auf die Keimfähigkeit der Samen zu. Um hierzu Aussagen machen zu können, wurden teilweise mit den ausgelesenen Samen Keimungsversuche auf Filterpapier durchgeführt (Kap. 7.2.2 (c)).



Abb. 3: Beispiel einer Röschenprobe fraktioniert von $>1000 \mu\text{m}$ (links) bis $<125 \mu\text{m}$ (rechts)

(b) Ausstreichverfahren

Bei dem Ausstreichverfahren nach TÄUBER (1998) wird eine definierte Menge Substrat ausgebracht und die aufgehenden Keimlinge sowie ihre Anzahl werden bestimmt. Im vorliegenden Projekt wurden jeweils 600 g mehrfach gewaschener und sterilisierter Sand in Fotoschalen (21 x 16 x 4,5 cm) gegeben, darüber wurde als Trennschicht ein Vliesstoff gelegt und auf diesen die je 200 ml umfassende Probe ausgestrichen. Die Schalen wurden im Gewächshaus aufgestellt und das Auflaufen der Keimlinge jeden 2. Tag bzw. nach dem ersten großen Keimschub jeden 7. Tag dokumentiert. Mittels dieses Verfahrens kann nicht die Anzahl aller im Substrat enthaltenen Samen ermittelt werden, da nicht alle keimen. Im Gegensatz zur vorherigen Methode können aber Rückschlüsse auf die Keimfähigkeit der Samen gezogen werden.

(c) Keimungsversuche

Die im Siebspülverfahren isolierten Samen der typischen Teichbodenarten wurden hierbei auf sterilisiertes Filterpapier in Petrischalen ausgestreut und diese in Pflanzschalen im Gewächshaus aufgestellt. Dort wurden sie regelmäßig mit Leitungswasser bewässert und die Zahl der auflaufenden Keimlinge dokumentiert.

7.2.3 Analysen zum Einfluss des Bespannungsregimes auf die Diasporenbank und die Ausprägung der realen Vegetation

Zur Analyse der Bedeutung des Bespannungsregimes auf die Diasporenbank wurden der Berthelsdorfer Hüttenteich, der Bierwiesenteich und der Rothbacher Teich herangezogen. Diese drei Teiche unterscheiden sich deutlich in Bezug auf das Bespannungsregime (Kap. 7.2.2). Die Artenzusammensetzung und Samenanzahl in der jeweiligen Diasporenbank wurde hinsichtlich der möglichen Beeinflussung durch das Bespannungsregime ausgewertet.

Zusätzlich zu den Diasporenbankanalysen wurden die Daten des aktuellen Bespannungsregimes von 10 Teichen seit 2000 mit dem Vorkommen von *Coleanthus subtilis* in der realen Vegetation in diesem Zeitraum (Kap. 7.3.1) verglichen.

7.2.4 Analysen zur Eignung eines bisher unbesiedelten Teichsubstrates für die Samenkeimung

Ziel dieses Experimentes war zu untersuchen, ob sich das Substrat eines bisher nicht von Arten der Teichbodenvegetation besiedelten Gewässers für die Keimung eignet. Neben Substrat aus dem bisher unbesiedelten Inselteich wurden vergleichend Keimversuche auf Substrat des Berthelsdorfer Hüttenteiches (Karte Anhang A), für den bereits umfangreiche Artnachweise vorlagen (vgl. Tabelle 11) und auf Filterpapier durchgeführt (MEIBNER 2010). Für letzteres waren aus eigenen Versuchen und aus vorangegangenen Studien (VON LAMPE 1996) gute Keimerfolge bekannt. Die Teichsubstrate wurden am 11.03.2008 entnommen und im Trockenschrank bei 80°C sterilisiert, um eine Fremdkeimung zu vermeiden. Das Filterpapier wurde in kochendem Wasser keimfrei gemacht.

Die Samen von *C. subtilis*, *Limosella aquatica* und *Gnaphalium uliginosum* wurden am 30.06.2007 an voll entwickelten Pflanzen im abgesenkten Dittmannsdorfer Teich entnommen. Sie wurden von Pflanzenteilen getrennt, einen Tag trocken gelagert und dann in mit einem PET-Stopfen verschlossenen Probegefäßen (15 ml) im Kühlschrank bei 5°C gelagert.

Die Substrate wurde am 12.03.2008 mit etwa 0,5 cm Mächtigkeit in sterilisierten Petrischalen ausgebracht. Das sterile Filterpapier wurde in 5 Lagen in die Petrischalen gelegt. Pro Versuchsansatz wurden 50 Samen aufgestreut, wobei für jede Versuchsvariante eine Wiederholung angefertigt wurde (3 Arten * 3 Substrate = 9 Varianten). Die Petrischalen wurden zum Verdunstungsschutz in Anzuchtschalen mit Abdeckung im Gewächshaus aufgestellt. Täglich erfolgte eine Kontrolle der Substratfeuchte und der aufgegangenen Keimlinge. Gegossen wurde mit entionisiertem Wasser (MEIBNER 2010).

7.2.5 Untersuchungen zum Einfluss anaerober Sedimentbedingungen auf die Keimfähigkeit der Samen

Eine mögliche Ursache für die fehlende Besiedlung einiger Gewässer mit Arten der Teichbodenvegetation könnte das anaerobe Substratmilieu sein, welches eine Keimung von Samen aus der Diasporenbank unterbinden könnte. Um diese Hypothese zu testen, wurden Samen von *L. aquatica*, *C. subtilis* und *G. uliginosum* unter anaeroben Bedingungen gelagert und anschließend Keimungsversuche durchgeführt (MEIBNER 2010). Dafür wurde Sediment des Inselteichs Helbigsdorf, dessen untere Sedimentschicht bereits wahrnehmbar anaerob war und für den keine Nachweise von *C. subtilis* vorlagen, und des Berthelsdorfer Hüttenteichs ausgewählt. Letzterer hatte keine wahrnehmbar anaeroben Sedimentbedingungen und wies Vorkommen der genannten Art auf. Je Art wurden 50 Samen in kleine Beutelchen aus Gaze eingenäht und im Gelände zusammen mit dem frisch entnommenen Sediment in sterile Gläser eingebracht. Diese wurden randvoll gefüllt, fest mit einem sterilen Deckel verschlossen und zusätzlich mit Parafilm sowie Paketklebeband abgedichtet. Parallel wurden 4 Gläser mit bidestilliertem Wasser als aerobe Lagerung angesetzt. Diese Gläser wurden wöchentlich einmal mit einem Glasstab gerührt, um eine

Sauerstoffzufuhr sicherzustellen. Die Gläser wurden über 28 Wochen im Kühlschrank bei 5°C gelagert. Danach wurden die Beutel entnommen, die Samen aus diesen isoliert und auf sterilisiertem Filterpapier in Petrischalen ausgebracht und im Gewächshaus aufgestellt. Täglich wurde auf neue Keimlinge kontrolliert und abschließend die Keimrate ermittelt.

7.2.6 Analysen zur Phänologie der Arten

Für die Entwicklung einer Diasporenbank ist bei den Arten der Teichbodenvegetation ein Trockenfallen von Flächen durch Wasserstandsabsenkung erforderlich. Phänologische Untersuchungen sollen Aufschluss darüber geben, über welchen Zeitraum ein Absenken des Wasserstandes erforderlich ist, damit die Individuen Samen produzieren können. Entsprechende Untersuchungen wurden am Bierwiesenteich durchgeführt, dessen Wasserstand im Frühjahr 2008 als Entwicklungsmaßnahme im Rahmen des Projektes abgesenkt wurde (Kap. 9.3). Auf 6 Dauerbeobachtungsflächen wurden mit Hilfe eines Frequenzrahmens (100 Felder á 10 cm Kantenlänge) die Phänologiestadien aller Individuen von *Littorella uniflora*, *Limosella aquatica* und *Gnaphalium uliginosum* nach einem bestehenden Schlüssel aus GOLDE (2000) erfasst (Dokumentation des Schlüssels in WINKLER 2010).

7.2.7 Analysen der Gewässertrübung als potentielltem Einflussfaktor auf die Entwicklung von *Littorella uniflora*

Die Analysen der Gewässertrübung dienten dazu, mögliche Ursachen für den Flächenrückgang der Strandlingsgesellschaften bzw. der Strandlingsrasen (*Littorella uniflora*) aufzudecken. Da *L. uniflora* auch unter Wasser als Pflanze und nicht nur als Samen überlebensfähig ist, könnte eine Dezimierung des Lichts durch Trübungsstoffe in der Wassersäule eine relevante Ursache sein. Um dies zu untersuchen, wurde 2006 die Entwicklung der Strandlingsvorkommen an vier Teichen unterschiedlicher Trübungssituation (Landteich, Oberer Großhartmannsdorfer Teich, Großhartmannsdorfer Großteich, Berthelsdorfer Hüttenteich) an 6 Terminen kartiert und parallel die Trübung ermittelt (TAUTENHAHN & SIELAND 2007; Kap. 7.2.7 (a)). Zusätzlich zur Messung der Trübung selbst (Kap. 7.2.7 (b)) wurden verschiedene Verfahren zur Analyse der Trübungszusammensetzung (Plankton, Detritus, gelöste Trübungsstoffe, s. Kap. 7.2.7 (c)) eingesetzt (SIELAND et al. 2008) sowie im Rahmen eines studentischen Praktikums Kultivierungsversuche im Labor durchgeführt (Kap. 7.2.7 (d)). Aufbauend auf der Studie von TAUTENHAHN & SIELAND (2007) wurden in den Jahren 2007 und 2008 an den vier untersuchten Teichen sowie zwei weiteren Teichen (Dörnthalener Teich, Bierwiesenteich) weitere Messungen zur Trübung und zur Entwicklung der Strandlingsrasen durch H. JOHN durchgeführt (Kap. 7.2.7 (e)).

(a) Erfassung der Strandlingsrasen

Die Untersuchungen wurden an folgenden vier Bergwerksteichen der Revierwasserlaufanstalt Freiberg durchgeführt, die sich hinsichtlich Gewässertrübung und Strandlingsvorkommen unterschieden:

- Landteich bei Brand-Erbisdorf (trüb, kein Strandling),
- Großhartmannsdorfer Großteich (mittlere Trübung, wenig und rückläufige Vorkommen),
- Oberer Großhartmannsdorfer Teich (geringe Trübung, ausgedehnte Strandlingsrasen),
- Berthelsdorfer Hüttenteich (mittlere Trübung, lückenhaftes Strandlingsvorkommen, rückläufig).

An den drei Teichen mit aktuellen Strandlingsvorkommen wurde jeweils eine Untersuchungsstelle festgelegt und an dieser jeweils sowohl die trocken gefallen Uferbereiche als auch die Unterwasserbereiche bis in etwa einen Meter Wassertiefe auf das Vorkommen von *Littorella uniflora* (Einzelpflanzen oder lockere bis dichte Bestände) abgesucht. Um die zeitliche Entwicklung zu dokumentieren, wurden die

einzelnen Bestände an jedem der sechs Untersuchungstermine mit einem Zollstock vermessen (Länge, Breite), ihre Ausdehnung markiert und maßstabsgetreue Skizzen der Ausdehnung angefertigt. Für jeden Teilbestand wurde an jedem Termin zudem die Vitalität der Strandlingspflanzen eingeschätzt sowie Farbe und Länge der Blätter und die Dichte der Pflanzen dokumentiert.

(b) Messung der Gewässertrübung in Freiland und Labor

Unter der Trübung eines Gewässers versteht man die Abnahme der Durchsichtigkeit, die in Gegenwart ungelöster Substanzen verursacht wird, wobei das einfallende Licht gestreut und absorbiert wird. Aufgrund der dadurch verursachten Abnahme der Lichtintensität mit zunehmender Wassertiefe spricht man auch von Lichtabschwächung. Die Hauptverursacher der Gewässertrübung sind das Plankton sowie Detritusbestandteile. Unter dem Begriff Detritus versteht man jegliche Art toter organischer Biomasse einschließlich mineralischer Schweb- und Sinkstoffe (HÜTTER 1990).

Zur Messung der Gewässertrübung in den vier Teichen wurden an sechs Untersuchungsterminen von Ende Mai bis Ende August 2006 Vor-Ort-Messungen des Lichtklimas im Gewässerkörper mit Hilfe eines Lichtsensors (Luxmeter, Firma WINDAUS) durchgeführt. Dabei wurde die Lichtintensität entlang einer Transektlinie senkrecht zum Ufer in unterschiedlichen Entfernungen (1, 2, 3 m usw.) gemessen. An jedem dieser Messpunkte wurden ein Referenzwert knapp über der Wasseroberfläche und die Lichtintensitätswerte im Wasserkörper von der Wasseroberfläche in 10 cm-Schritten bis zum Grund gemessen. Dazu war der Lichtsensor an ein Seil gebunden, das an einer 2 m langen, ausziehbaren Teleskopstange befestigt war (Abb. 4). Das Seil war in Abständen von jeweils 10 cm mit Markierungen versehen, um die Eintauchtiefe des Sensors ablesen zu können. Das Lichtmessgerät wurde mit einem Gewicht beschwert, so dass der Lichtsensor stets senkrecht zur Wasseroberfläche zeigte.



Abb. 4: Messung der Gewässertrübung im Tiefenprofil mit Hilfe eines Lichtsensors. (Foto: H. John, 09.06.2006).

Aus den Lichtintensitäten in den jeweiligen Wassertiefen und den jeweiligen Referenzwerten (Lichtintensität über der Wasseroberfläche) wurden sog. Lichtabschwächungsquotienten gebildet. Aus diesen Werten wurde ein **Trübungsindex (TRIX)** berechnet, der als Maß für die Gewässertrübung in einem bestimmten Teich und Termin verwendet wurde (Details siehe TAUTENHAHN & SIELAND 2007).

(c) Analyse der Trübungskomponenten

Eine qualitative und halbquantitative Analyse der einzelnen Trübungsbestandteile (Plankton, Detritus) erfolgte mit Hilfe eines inversen Durchlichtmikroskops. Für die Untersuchungen wurden im Gelände Schöpfproben genommen, die zunächst über ein Planktonnetz konzentriert und mit jeweils 3 Tropfen Lugol'scher Lösung fixiert wurden. Eine Konzentrierung der Partikel und Planktonorganismen in den Proben erfolgte nach der Methode der Planktonsedimentation nach UTERMÖHL (VON TÜMLING & FRIEDRICH 1999). Hierzu wurden die Proben in Sedimentationskammern gefüllt und 24 Stunden stehen gelassen. Anschließend wurden die Anteile von Plankton, Detritus (tote organische Masse) und mineralischen Bestandteilen der absedimentierten Proben als flächenhafte Anteile in der Sedimentationskammer abgeschätzt. Weiterhin wurden die verschiedenen Planktongruppen bzw. -arten bestimmt, ausgezählt und auf ein einheitliches Bezugsvolumen (Zähleinheiten pro Liter Teichwasser) hochgerechnet.

(d) Kultivierungsversuche bei unterschiedlichen Nitratgehalten und Trübungen

Zusätzlich wurden Kultivierungsversuche unter standardisierten Bedingungen im Labor durchgeführt, um den Einfluss unterschiedlicher Nitratgehalte und Trübungen auf den Strandling (*Littorella uniflora*) zu ermitteln. Dazu wurden Pflanzen einschließlich Sediment vom teilentleerten Mittleren Großhartmannsdorfer Teich entnommen und nach einigen Tagen in Gläser umgetopft. In submersen Ansätzen wurden drei verschiedene Nitratgehalte (0, 25 und 50 mg/l) und jeweils 3 verschiedene Trübungsstufen (gering, mittel, hoch) im Wasser durch Rührfische im Zentrum der Gläser eingestellt (Abb. 5). Mittels pH-Wert-Bestimmung durch Titration sowie der enzymatischen Bestimmung des Malatgehalts im Pflanzenextrakt wurden die Photosyntheseaktivitäten des Strandlings in den einzelnen Versuchsansätzen untersucht.



Abb. 5: Ansätze des Strandlings (*Littorella uniflora*) mit 3 verschiedenen Nitratgehalten und Trübungsstufen. (jeweils 3 Gläser: links = 0, Mitte = 25, rechts = 50 mg NO_3/l) und je Nitratgehalt drei verschiedenen Trübungsstufen (im Vordergrund = gering, im Hintergrund von links beginnend abwechselnd mittel und hoch).

(e) Fortführung und Ausweitung

Aufbauend auf der Vorstudie von TAUTENHAHN & SIELAND (2007) im Jahr 2006 wurden an den dabei einbezogenen vier Teichen (Landteich, Oberer Großhartmannsdorfer Teich, Großhartmannsdorfer Großteich, Berthelsdorfer Hüttenteich) auch in den Jahren 2007 und 2008 Analysen zur Trübung (Abschätzung der Trübungsklasse) und zur Entwicklung der Strandlingsrasen (Abschätzung Vitalität, Größe) durchgeführt. Um die Ergebnisse auf ein breiteres Fundament zu stellen, wurden mit dem Dörnthalen Teich und dem Bierweiseiteich zwei Gewässer aus dem oberen Teil der RWA in die vergleichende Analyse einbezogen.

7.2.8 Methoden zur Analyse von Standortparametern für *Coleanthus subtilis*

Zur Analyse des möglichen Einflusses bestimmter Standortparameter (insbesondere physiko-chemische Sedimenteigenschaften) auf das Vorkommen von *Coleanthus subtilis* in einem bestimmten Gewässer wurde eine vergleichende Analyse dieser Parameter an 25 Gewässern im Gebiet der RWA durchgeführt (s. Tabelle 10). Die Gewässer wurden so ausgewählt, dass sowohl Teiche mit aktuellen Vorkommen von *C. subtilis* als auch solche, in denen *C. subtilis* längere Zeit nicht mehr bzw. noch nie nachgewiesen werden konnte (vgl. Tabelle 9, S. 39), vertreten waren. Außerdem wurden sowohl an die RWA ein- bzw. angebundene Teiche als auch Teiche ohne Anbindung an die RWA einbezogen (vgl. Tabelle 4, S. 25).

Tabelle 10: Einbezogene Gewässer zur Analyse von Standortparametern mit Angaben zum (aktuellen) Vorkommen von *C. subtilis* und die Einbindung in die Revierwasserlaufanstalt.

Vork. = (aktuelles) Vorkommen von *Coleanthus subtilis* (Cs); RWA = Gewässer der Revierwasserlaufanstalt, die nur mit Zulauf oder mit Zu- und Ablauf in das System eingebunden sind.

Gewässer	Vork.	RWA
Dittmannsdorfer Teich	Cs	RWA
Bierwiesenteich		
Dörnthalener Teich	Cs	RWA
Obersaidaer Teich	Cs	RWA
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich		RWA
Satzteich		RWA
Östlicher Fischhälterteich	Cs	RWA
Westlicher Fischhälterteich	Cs	RWA
Großhartmannsdorfer Großteich	Cs	RWA
Erzengler Teich		RWA
Rothbacher Teich	Cs	RWA
Lothar Teich		RWA
Berthelsdorfer Hüttenteich	Cs	RWA
Landteich		RWA
Biberteich		RWA
Erzwäsche		RWA
Mittelteich Stadtwald		
Mühlteich Freiberg		
Mittlerer Teich an Richtermühle		
Unterer Pochwerksteich		
Oberer Pochwerksteich		
Inselteich Helbigsdorf		
Großteich Helbigsdorf		
Talsperre Lichtenberg		
Talsperre Saidenbach	Cs	

In den 25 Teichen wurden im Juli 2009 verschiedene Standortparameter erfasst, wobei der Schwerpunkt auf der Analyse die Sedimenteigenschaften pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Ammoniumgehalt (NH_4^+) und Phosphor-Gehalt (P) gelegt wurde. Pro Teich wurden mittels eines Plexiglasrohres (Durchmesser 6 cm) jeweils 8 Teilproben in einem Umkreis von max. 5 Metern genommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Dabei erfolgte die Entnahme der oberen 5 Zentimeter des Teichsedimentes. Nach Abfüllen in Plastikbeutel und Kühlung der Proben während des Transportes und der Lagerung erfolgte eine manuelle Homogenisierung der Mischproben.

Zur Herstellung einer Bodenlösung für die chemische Analyse wurde für jede Mischprobe 30 g Substrat mit 150 ml Wasser versetzt. In dieser Bodenlösung wurden pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit mittels Messsonden gemessen. Für die Ermittlung des NH_4^+ -Gehalts wurden jeweils 10 g Bodenprobe mit 100 ml

KCl (6%) versetzt, 30 Minuten geschüttelt, geschwenkt und über einem Rundfilter abfiltriert. In 20 ml Filtrat wurde der Ammoniumgehalt photometrisch mit Hilfe eines Photometers (Macherey-Nagel) in Anlehnung an DIN 38 406-E5-1 bestimmt. Für die Bestimmung des Phosphorgehalts wurden 15 g Sedimentsubstrat mit 250 ml DL (=0,02 M Ca-Lactat und 0,02 M HCl) versetzt und mittels Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry, ICP-MS) durch Mitarbeiter des Instituts für Analytische Chemie der TU Bergakademie Freiberg gemessen.

7.2.9 Analysen zur submersen Keimung von *Coleanthus subtilis* und zur Überlebensdauer der Keimlinge unter Wasser

Bezüglich der Regulierung der Teichwasserstände ist es wichtig, das submerse Keimungsverhalten von den Arten der Zwergbinsengesellschaften bzw. die Überlebenswahrscheinlichkeit von deren Keimlingen unter Wasser zu kennen. Wären die Samen nicht in der Lage, unter Wasser zu keimen bzw. würden die Keimlinge eine Überstauung nicht überleben, hätte vermutlich schon eine kurzzeitige Überstauung in der Keimungsphase enorme Auswirkungen auf die Entwicklung und Artenzusammensetzung der Teichbodenvegetation. Solche kurzzeitigen Überstauungen können seitens der Teichbewirtschafter z. T. nicht vermieden werden, insbesondere wenn sie durch unvorhersehbare Starkregenereignisse bedingt sind. Die in der Literatur dokumentierten Ergebnisse zu submersen Keimungsversuchen mit *Coleanthus subtilis* sind zum Teil sehr widersprüchlich. So ergaben Versuche von HEJNÝ (1969) bzw. VON LAMPE (1996) unter einer 1 bzw. 2-3 cm dicken Wasserschicht keine bzw. nur geringe Keimraten < 2%. Hingegen war PIETSCH (1999) mit ähnlichen Versuchen unter einer 2 cm dicken Wasserschicht und bei wechselnden Temperaturen im Bereich zwischen 20 und 40 °C sehr erfolgreich und erzielte Keimraten über 70 %.

Aufgrund dieser widersprüchlichen Angaben wurden entsprechende Versuche mit *C. subtilis* unter standardisierten Bedingungen im Gewächshaus durchgeführt. Dabei wurden in 4 Aquarien jeweils zwei Gläschen mit je 20 Samen 10 cm unter destilliertes Wasser gesetzt (Abb. 6). Zwei dieser Aquarien wurden mit Aquarienheizern unter Wechseltemperatur (Nacht: 10°C, Tag: 30°C) und zwei unter annähernd konstanten Temperaturen um 20°C betrieben. Täglich erfolgte eine Kontrolle auf neue Keimlinge bzw. zum Zustand der Keimlinge unter Wasser.

Die submers gekeimten Samen wurden unterschiedlich lange Zeiträume unter Wasser belassen. Anschließend wurden sie in handelsübliche Gartenerde ausgepflanzt um zu beobachten, inwieweit diese noch in der Lage sind, sich weiter zu entwickeln und Samen zu bilden. Zusätzlich wurden emers gekeimte Samen für 14 bzw. 21 Tage unter Wasser gesetzt und danach wie die submersen Keimlinge weiter kultiviert.

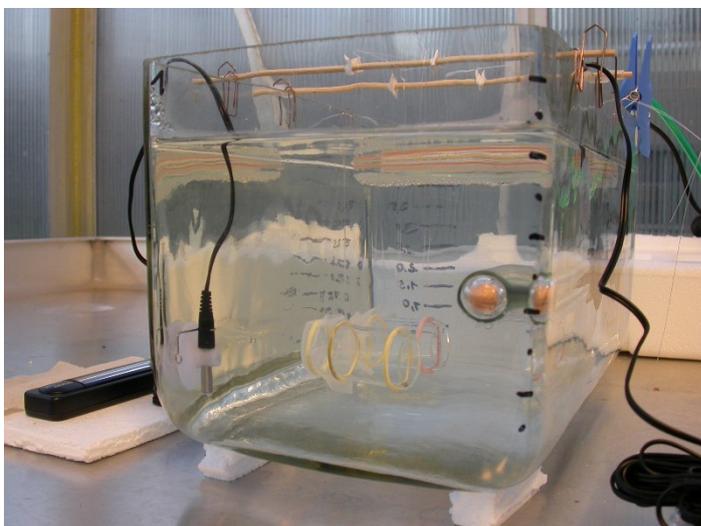


Abb. 6: Versuchsaufbau zur Analyse des submersen Keimungspotenzials von *Coleanthus subtilis*

7.3 Ergebnisse

7.3.1 Verbreitung der Teichbodenarten in der realen Vegetation

In Tabelle 11 ist eine Zusammenstellung der Verbreitungsdaten von *Littorella uniflora* und *Coleanthus subtilis* aus Vegetationskartierungen/-aufnahmen seit 2000 zusammengestellt.

Tabelle 11: Nachweise von *Littorella uniflora* und *Coleanthus subtilis* in den untersuchten Gewässern im Zeitraum 2000 bis 2010.

+ = nachgewiesen, - = trotz intensiver Suche fehlend, () = Angabe bezieht sich aufgrund dauerhafter Bespannung nur auf untersuchte Teilbereiche der Ufer, ? = Gewässer im betreffenden Zeitraum nicht (teil-)entleert, * = vom Vorjahr überwinterte Exemplare, *kursiv* = Samenreife vor Wiederanstau nicht erreicht.

Gewässer	<i>Littorella uniflora</i>	<i>Coleanthus subtilis</i>
Dittmannsdorfer Teich	+	2001, 2003, 2005, 2007, 2009
Bierwiesenteich	+ Neufund 2007	-
Dörnthalener Teich	+	2000, 2004, 2008
Obersaidaer Teich	+ Bestand stark rückläufig	-
Oberer Großhartmannsdorfer Teich	+	2000, 2007
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich	+ Nur wenige Quadratmeter	-
Satzteich	(-)	?
Östlicher Fischhälterteich	-	Neufund 2009
Westlicher Fischhälterteich	-	Neufund 2009
Großhartmannsdorfer Großteich	+ Bestand stark rückläufig	2000, 2001, 2002*, 2003, 2005
Erzengler Teich	+ Wiederfund 2007, ¼ m ²	-
Rothbächer Teich	-	Neufund 2010
Lother Teich	(-)	?
Konstantin Teich	(-)	?
Berthelsdorfer Hüttenteich	+ Bestand stark rückläufig	2002, 2008
Landteich	+ Einmaliger Fund 2000	-
Biberteich	-	-
Erzwäsche	(-)	?
Mittelteich Stadtwald	(-)	?
Mühlteich Freiberg	(-)	?
Mittlerer Teich an Richtermühle	-	-
Unterer Pochwerksteich	+	-
Oberer Pochwerksteich	(-)	?
Inselteich Helbigsdorf	-	-
Großteich Helbigsdorf	(-)	?
Talsperre Lichtenberg	+	-
Vorbecken Talsperre Lichtenberg	(-)	?
Talsperre Klingenberg	-	-
Talsperre Saidenbach	+	2000
Vorsperren Forchheim	(-)	2009
Summe:	30	10

Im betrachteten Zeitraum konnte *L. uniflora* an 13 Gewässern des Untersuchungsgebiets nachgewiesen werden (Tabelle 11). Die von dieser Art besiedelte Fläche war in den einzelnen Gewässern sehr unterschiedlich und reichte von einem Viertel Quadratmeter (Erzengler Teich) bis zu großflächigen Rasen bzw. mehrere Meter breiten geschlossenen Gürteln (in Tabelle 11 Gewässer ohne Mengenangabe bzw. Bestandstrend). Im Falle des Erzengler Teiches handelt es sich um einen Wiederfund des dort lange Zeit als verschollen gegoltenen Strandlings. Am Bierwiesenteich konnte 2007 ein Neufund der Art erbracht werden. Im Gegensatz zu dieser Bestandserweiterung im Untersuchungsgebiet sind aber die Bestände in drei Gewässern stark rückläufig. Während um 2000 noch dichte Bestände entlang der Ufer kartiert werden konnten, sind 2010 nur noch fragmentarische Vorkommen bis Einzelindividuen nachweisbar.

Individuen von *C. subtilis* wurden an insgesamt 10 Gewässern des Untersuchungsgebiets beobachtet (Tabelle 11). Dabei handelt es sich bei drei dieser Gewässer um Neunachweise. In den beiden Fischhälterteichen war die Art sogar flächendeckend zu finden. Im Rothbächer Teich waren es lediglich 4 Individuen. An den Gewässern mit bekannten Vorkommen konnte *C. subtilis* in den letzten 10 Jahren 1 bis 5 mal beobachtet werden. Allerdings muss auch bemerkt werden, dass die Dauer der letzten Teilentleerung des Dörnthalers Teiches, des Oberen Großhartmannsdorfer Teiches und des Berthelsdorfer Hüttenteiches etwas zu kurz ausfiel, wodurch die Art nicht oder nur teilweise zur Samenreife gelangte.

7.3.2 Verbreitung der Arten in der Diasporenbank ausgewählter Teiche

Die Diasporenbanken der mittels Siebspülverfahren und/oder Ausstreichverfahren (Kap. 7.2.2) untersuchten 6 Teiche zeigten deutliche Unterschiede (Tabelle 12). Für den Berthelsdorfer Hüttenteich, den Bierwiesenteich und den Inselteich Helbigsdorf, fand sich die Artenzusammensetzung der realen Vegetation (vgl. Berthelsdorfer Hüttenteich: IRMSCHER 1994, Inselteich Helbigsdorf: GOLDE 2007, Bierwiesenteich: Kap. 9.3.3) in der Diasporenbank wieder. So zeigte die Diasporenbank des Berthelsdorfer Hüttenteiches eine für die Zwergbinsengesellschaften der Freiburger Bergwerksteiche typische Artenzusammensetzung mit reichlich *Coleanthus subtilis* sowie weiteren Charakterarten und hochsteten Begleitern. Der Bierwiesenteich und der Inselteich Helbigsdorf wiesen in geringem Umfang Samen von Charakterarten und hochsteten Begleitern auf und waren beide durch das Fehlen von *C. subtilis* gekennzeichnet. Beide Teiche beherbergen aber jeweils eine Charakterart, die bezogen auf das ganze Untersuchungsgebiet auch bislang nur in diesen Teichen nachgewiesen wurden. Es handelt sich im Falle des Bierwiesenteichs um *Montia fontana* ssp. *amporitana* und beim Inselteich Helbigsdorf um *Veronica peregrina*. Beide Arten konnten auch in der Diasporenbank gefunden werden.

Tabelle 12: Ergebnisse der an 6 Teichen durchgeführten Diasporenbankuntersuchungen.
 grau hinterlegt = Siebspülverfahren, weiß = Ausstreichverfahren; dargestellt sind im Falle des Siebspülverfahrens die Samenzahlen je Art und bei den Analysen mittels Ausstreichverfahren die entsprechenden Keimlingszahlen, jeweils bezogen auf ein Probenvolumen von 200 ml.

Gewässer	Probe	Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften										Hochstete Begleiter		
		<i>Coleanthus subtilis</i>	<i>Limosella aquatica</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Elatine hydroper</i>	<i>Montia fontana ssp. amporitana</i>	<i>Veronica peregrina</i>	<i>Juncus bufonius</i>	<i>Juncus spec.</i>	<i>Alopecurus aequalis</i>	<i>Rorippa palustris</i>	<i>Polygonum cf. lapathifolium</i>	
Berthelsdorfer Hüttenteich	H1	44	304	0	2.000	0	0	0	3.304	0	87	0	0	
	H1	0	0	0	0	0	0	0	0	3.919	0	0	0	
	H2	9.429	71	214	3071	0	0	0	786	0	0	0	0	
	H2	2.481	0	11	0	0	0	0	0	4.962	0	0	0	
	H3	18.500	71	1.357	500	0	0	0	3.571	0	0	0	0	
	H3	1.169	33	0	0	0	0	0	0	2.339	0	0	0	
Bierwiesenteich	B1	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	
	B1	0	0	0	0	0	0	0	0	125	4	1	0	
	B2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	409	25	75	
	B2	0	0	0	0	0	6	0	0	462	0	7	4	
	B3	0	0	0	0	0	0	0	182	0	0	0	773	
	B3	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	
	B4	0	167	0	667	0	167	0	0	0	0	0	0	
	B4	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	
Rothbacher Teich	R1	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	
	R1	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	
	R2	0	29	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	
	R2	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	
	R3	67	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	
	R3	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	
	R4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	
	R4	0	0	0	0	0	0	0	0	204	0	1	0	
Inselteich		0	50	0	0	0	0	12	9	0	117	0	0	
Großsteich Helbigsdorf	1	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	
	2	0	0	1	0	0	0	0	0	75	0	0	0	
	3	0	0	0	0	0	0	0	0	200	0	0	2	
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	134	0	0	0	
	5	0	0	0	0	0	0	0	0	102	0	0	0	
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	125	0	0	0	
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	175	0	0	0	
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	
	10	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	
	11	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	

Gewässer	Probe	Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften										Hochstete Begleiter		
		<i>Coleanthus subtilis</i>	<i>Limosella aquatica</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Elatine hydropiper</i>	<i>Montia fontana ssp. amporitana</i>	<i>Veronica peregrina</i>	<i>Juncus bufonius</i>	<i>Juncus spec.</i>	<i>Alopecurus aequalis</i>	<i>Rorippa palustris</i>	<i>Polygonum cf. lapathifolium</i>	
	12	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	
	13	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	
	14	0	0	0	0	0	0	0	0	147	0	0	0	
	15	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	
	16	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	
Satzteich		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Für die übrigen 3 Teiche lagen zur realen Vegetation keine Kenntnisse vor, da diese bis auf kurzzeitige Wasserspiegelabsenkungen in den letzten 10 Jahren dauerhaft bespannt waren und auch aus früheren Jahren keine Daten veröffentlicht waren. Die Diasporenbankanalysen bieten hier die Möglichkeit, Aussagen über das Potenzial zur Ausbildung der typischen Teichbodenvegetation zu treffen. Besonders bemerkenswert war der Fund eines Samens von *C. subtilis* im Sediment des Rothbacher Teichs, der somit einen Neunachweis der Art für dieses Gewässer darstellt. Auch weitere typische Arten der Teichbodenvegetation sind in der Diasporenbank des Rothbacher Teiches vorhanden, so z. B. *Elatine hydropiper* und *Limosella aquatica*. Diese Funde geben erste Hinweise, dass sich die typische Teichbodenvegetation potenziell entwickeln kann. Für den Großteich Helbigsdorf hingegen konnten trotz hoher Probenahmezahl nur sehr wenige typische Teichbodenarten nachgewiesen werden, so dass sich vermutlich potenziell nur eine artenarme und räumlich fragmentierte Ausprägung entwickeln könnte. Selbst das sonst häufige *Gnaphalium uliginosum* konnte auf dem Substrat von 16 Probenahmestellen nur mit 1 gekeimten Exemplar nachgewiesen werden. Die Abschätzung für das Entwicklungspotenzial von *Juncus bufonius* ist anhand des Ausstreichverfahrens nicht möglich, da die Entwicklung der *Juncus*-Keimlinge in den Versuchen vor der Bestimmbarkeit der Arten stagnierte. Es ist jedoch anzunehmen, dass bei der Vielzahl der *Juncus*-Keimlinge auch ein gewisser Anteil an *J. bufonius* und damit eine zweite Charakterart vorhanden ist. In der Probe aus dem Satzteich, der sich direkt neben dem Großhartmannsdorfer Großteich befindet, waren weder Keimlinge von Charakterarten, noch von hochsteten Begleitern nachweisbar.

7.3.3 Eignung eines bisher unbesiedelten Teichsubstrates für die Samenkeimung

Ziel dieser Analysen war, zu untersuchen, ob die Ursachen für den bisher fehlenden Nachweis insbesondere von *C. subtilis* für den Inselteich Helbigsdorf (Tabelle 9, S. 39; Tabelle 11) in der mangelnden Eignung des Substrates für eine Keimung oder in der mangelnden Verbindung des Teiches zu besiedelten Gewässern der RWA zu suchen sind. Zu Vergleichszwecken wurden die Keimversuche auf Substrat des Berthelsdorfer Hüttenteiches, für den Nachweise von *C. subtilis* vorliegen, und auf Filterpapier durchgeführt. Die Versuche haben gezeigt, dass das Substrat des Inselteichs Helbigsdorf durchaus für die Keimung der 3 ausgewählten Arten, *C. subtilis*, *L. aquatica* und *G. uliginosum* geeignet ist (Tabelle 13). Es wurden, mit Ausnahme von *L. aquatica*, sogar etwas höhere Keimraten als auf Substrat des Berthelsdorfer Hüttenteichs erreicht. Am besten keimten die drei Arten jedoch auf Filterpapier, was möglicherweise auf das Vorhandensein von keimungshemmenden Faktoren im Sediment beider Teiche schließen lässt, die sich jedoch unterschiedlich stark auf die Samen der einzelnen Arten auswirkten. Am

stärksten war die Wirkung bei *G. uliginosum*, gefolgt von *L. aquatica*. Bei *C. subtilis* waren nur sehr geringe Unterschiede zwischen den Keimraten auf den Sedimenten und auf Filterpapier zu erkennen.

Tabelle 13: Ergebnisse der Keimungsversuche auf Sediment des Inselteichs Helbigsdorf (IT) im Vergleich zum Berthelsdorfer Hüttenteich (BT) und Filterpapier (FP).

Da von jeder Art 2 x 50 Samen pro Substrat ausgestreut wurden, entspricht die Anzahl gekeimter Samen der Keimrate in %.

Art	<i>Coleanthus subtilis</i>			<i>Limosella aquatica</i>			<i>Gnaphalium uliginosum</i>			
	Substrat	IT	BT	FP	IT	BT	FP	IT	BT	FP
Gekeimte Samen [n] = Keimrate [%]		87	70	89	6	28	41	18	14	91

7.3.4 Einfluss der Lagerung in anaerobem Milieu auf die Keimung von Samen

Die Ergebnisse der Keimversuche im Anschluss an die 28-wöchige anaerobe (Teichsubstrat) bzw. aerobe (H₂O) Lagerung der Samen von *L. aquatica*, *C. subtilis* und *G. uliginosum* zeigten, dass die anaerob gelagerten Samen aller drei Arten eine geringere Keimrate aufwiesen als bei einer aeroben Lagerung in Wasser (Tabelle 14). Insgesamt konnten für *C. subtilis* die höchsten und für *G. uliginosum* die niedrigsten Keimraten festgestellt werden. Von *G. uliginosum* begannen die anaerob gelagerten Samen etwas später zu keimen als die aerob gelagerten (MEIBNER 2010). Bei den Samen von *L. aquatica* dagegen waren diesbezüglich keine Auswirkungen der Lagerungsbedingungen nachweisbar, wohingegen die anaerob gelagerten Samen von *C. subtilis* sogar einen Tag vor den aerob gelagerten keimten (MEIBNER 2010).

C. subtilis als eine Art der schlammigen Bereiche der Teichböden ist demnach sehr gut an anaerobe Lagerungsbedingungen der Samen angepasst und diese scheint sich nach den vorliegenden Ergebnissen sogar positiv auf den Keimerfolg auszuwirken. Obwohl von *L. aquatica* in den Bergwerksteichen vergleichbare Substrate besiedelt werden, zeigen die Samen dieser Art eine deutliche Abhängigkeit der Keimrate von den Lagerungsbedingungen. *L. aquatica* besiedelt u. a. als primäre Habitate Flussauen und Marschgebiete, deren Substrate einer ständigen Wasserströmung und damit einer guten Sauerstoffversorgung ausgesetzt sind, was die hohe Keimrate bei aerober Lagerung erklären kann. Im Gegensatz zu diesen beiden Arten kommt *G. uliginosum* zwar in der Teichbodenvegetation vor, besiedelt allgemein aber andere Lebensräume wie feuchte Standorte in Äckern oder Grabenränder, in denen eine anaerobe Lagerung der Samen eher die Ausnahme sein wird. Als Folge führt bei dieser Art eine anaerobe Lagerung zur Verlängerung der Dormanz (POSCHLOD et al. 1996, FENNER & THOMPSON 2005) und damit zur zeitlichen Verzögerung einer Keimung sowie zur erheblichen Reduktion der Keimrate.

Tabelle 14: Keimraten von *Coleanthus subtilis*, *Limosella aquatica* und *Gnaphalium uliginosum* nach 28-wöchiger aerober (H₂O) und anaerober Lagerung (Substrat des Berthelsdorfer Hüttenteiches BT und des Helbigsdorfer Inselteiches IT).

Art	<i>Coleanthus subtilis</i>			<i>Limosella aquatica</i>			<i>Gnaphalium uliginosum</i>			
	Lagerungsmedium	IT	BT	H ₂ O	IT	BT	H ₂ O	IT	BT	H ₂ O
Keimrate [%]		79	73	87	48	31	77	3	5	58

7.3.5 Phänologie der Arten

Nachdem am 18.04.2008 mit der Absenkung des Wasserstandes des Bierwiesenteiches begonnen wurde und etwa ab Anfang Mai die Schlammflächen frei lagen, wurden am 5. Juni, also 7 Wochen nach Beginn der Absenkung, die ersten phänologischen Untersuchungen durchgeführt (WINKLER 2010). *Littorella uniflora* bildete auf den Untersuchungsflächen Dominanzbestände aus, deren phänologische Entwicklung nahezu synchron verlief. Der Strandling (*Littorella uniflora*) war bereits im bespannten Zustand des Gewässers in ufernahen Regionen submers entwickelt. Der Nachweise von Keimlingen innerhalb der Dauerflächen gelang nicht. Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass evtl. gekeimte Individuen zum Zeitpunkt der Erfassung bereits so gut entwickelt waren, dass sie nicht mehr von den ausgewachsenen unterschieden werden konnten. Bereits am 5. Juni konnten zahlreiche blühende Individuen festgestellt werden (Tabelle 15). Die Entwicklung bis zur Samenreife dauerte 10 Wochen nach Beginn des Ablassens bzw. etwa 5 Wochen nach Trockenfallen des Substrates. Am Ende der Untersuchung waren nur wenige Individuen vergilbt.

Auch von *L. aquatica* konnten am ersten Untersuchungstermin, also etwa 7 Wochen nach Beginn der Absenkung, erste blühende Individuen nachgewiesen werden (Tabelle 16). Bereits 1 Woche später konnten erste reife Samen belegt werden. Insgesamt war der Entwicklungszyklus dieser Art im Vergleich zu *Littorella uniflora* 3 bis 4 Wochen eher abgeschlossen und die Pflanzen waren zum Ende der Untersuchungen weitestgehend abgestorben (WINKLER 2010). Der Vergleich von Beständen auf Substraten mit unterschiedlicher Feuchtigkeit zeigt, dass *L. aquatica* bei höherer Bodenfeuchte vermehrt zur Ausläuferbildung neigt, wohingegen auf trockeneren Flächen offensichtlich eine frühere Samenausbildung und Reifung sowie ein früheres Absterben der Pflanzen zu beobachten war (WINKLER 2010).

Auch von *G. uliginosum* waren bereits zum ersten Untersuchungstermin blühende Individuen nachweisbar (Tabelle 17). Im Vergleich zu den beiden anderen Arten konnten reife Samen allerdings erst 2-5 Wochen später festgestellt werden. Auch bei dieser Art verlief die Entwicklung auf einer feuchteren, d.h. einer etwas später trocken gefallen Fläche etwa um eine Woche verzögert (WINKLER 2010).

Tabelle 15: Beginn und Dauer unterschiedlicher phänologischer Stadien von *Littorella uniflora* etwa ab der 5. Woche nach dem Trockenfallen.

	05.06.	12.06.	19.06.	27.06.	11.07.	18.07.	31.07.	09.08.	19.08.	29.08.
Keimlinge sichtbar										
Blühbeginn										
Samenreife										

Tabelle 16: Beginn und Dauer unterschiedlicher phänologischer Stadien von *Limosella aquatica* etwa ab der 5. Woche nach dem Trockenfallen.

	05.06.	12.06.	19.06.	27.06.	11.07.	18.07.	31.07.	09.08.	19.08.	29.08.
Keimlinge sichtbar										
Blühbeginn										
Samenreife										

Tabelle 17: Beginn und Dauer unterschiedlicher phänologischer Stadien von *Gnaphalium uliginosum* etwa ab der 5. Woche nach dem Trockenfallen.

	05.06.	12.06.	19.06.	27.06.	11.07.	18.07.	31.07.	09.08.	19.08.	29.08.
Keimlinge sichtbar										
Blühbeginn										
Samenreife										

Für die beiden für Teichbodenvegetation charakteristischen Arten *L. uniflora* und *L. aquatica* zeigen diese Ergebnisse, dass parallel zum Vorkommen von blühenden Individuen bereits sehr früh erste Samen ausgebildet werden. Hiermit sind diese Arten optimal an einen u. U. nur über einen kurzen Zeitraum zur Verfügung stehenden Lebensraum angepasst. Für *G. uliginosum* dagegen konnten erste reife Samen erst deutlich später nachgewiesen werden.

7.3.6 Einfluss des Bespannungsregimes auf die Samenzahl und Artenzusammensetzung in der Diasporenbank sowie die Ausprägung der realen Vegetation

Die Unterschiede im Bespannungsregime der drei ausgewählten Teiche Berthelsdorfer Hüttenteich, Bierwiesenteich und Rothbächer Teich zeigten sich sehr deutlich in der unterschiedlichen Anzahl der Samen typischer Teichbodenarten in der Diasporenbank (Tabelle 18, Tabelle 19). Sowohl das Siebspülverfahren als auch das Ausstreichverfahren ergaben die höchsten Samenzahlen für den Berthelsdorfer Hüttenteich, der mit ca. 2mal in 10 Jahren am häufigsten teilentleert wird. Der Bierwiesenteich, der zumindest in größeren Zeitabständen witterungsbedingt offene Teichbodenflächen über längere Zeiträume besitzt, hat wiederum mehr Samen in der Samenbank als der Rothbächer Teich, der bis dahin nie länger als 8 Wochen abgesenkt war (mündl. Mitteilung LTV) und für den bis zum Untersuchungstermin keine Nachweise der Arten der Teichbodenvegetation vorlagen. Erfreulich ist, dass im Rothbächer Teich trotzdem Samen der typischen Arten der Teichbodenvegetation, darunter *Coleanthus subtilis*, vertreten waren (Tabelle 18).

Tabelle 18: Vergleich der mit Hilfe des Siebspülverfahrens nachgewiesenen Gesamtanzahl an Samen von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften der Freiburger Bergwerksteiche für die unterschiedlich bespannten Gewässer.

Erste Zahl: absolute Summe der ausgelesenen Samen; zweite Zahl: auf ein Probenvolumen von jeweils 1.000 ml hochgerechnete Anzahl an Samen; dritte Zahl: relativer Anteil (%) gekeimter Samen der im Anschluss an das Siebspülverfahren durchgeführten Keimversuche. Für den Berthelsdorfer Hüttenteich lagen 3, für die beiden anderen Gewässer jeweils 4 Proben vor. n.a.: nicht analysiert

Gewässer	Berthelsdorfer Hüttenteich	Bierwiesenteich	Rothbächer Teich
Bespannungsregime	ca. 2mal in 10 Jahren teilentleert	in Trockenperioden hin u. wieder schmale freie Teichbodenflächen über längere Zeiträume	nie über einen Zeitraum von mehr als 8 Wochen teilentleert
<i>Coleanthus subtilis</i>	392 / 46.622 41 %	0 / 0	1 / 83 0 %
<i>Limosella aquatica</i>	9 / 743 57 %	1 / 209 n. a.	1 / 36 n. a.
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	22 / 2.618 50 %	0 / 0	0 / 0
<i>Juncus bufonius</i>	137 / 12.768 74 %	4 / 228 25 %	1 / 37 n. a.
<i>Eleocharis acicularis</i>	96 / 9.285 32 %	4 / 834 n. a.	1 / 104 n. a.
<i>Elatine hydropiper</i>	0 / 0	0 / 0	1 / 67 n. a.
<i>Montia fontana ssp. amporitana</i>	0 / 0	2 / 237 n. a.	0 / 0

Die Ergebnisse des Ausstreichverfahrens (Tabelle 19) belegen, dass nicht nur die Samenanzahl, sondern auch das Keimungspotenzial bei häufigerer Absenkung des Wasserspiegels (Berthelsdorfer Hüttenteich), sehr hoch ist und sich mit längerer Lagerung im Sediment, d.h. mit größeren Abständen zwischen den Wasserstandssenkungen, deutlich verringert. Auch die Keimversuche, die mit den aus dem Siebspülverfahren gewonnenen Samen durchgeführt wurden, lassen eine ähnliche Tendenz vermuten (Tabelle 18), auch wenn für den Bierwiesenteich und den Rothbacher Teich nur wenige Samen einem Keimversuch unterzogen werden konnten.

Tabelle 19: Anzahl der Keimlinge, die durch das Ausstreichverfahren mit Substrat aus 3 Teichen nachgewiesen wurden. Für den Berthelsdorfer Hüttenteich lagen 3, für die beiden anderen Gewässer jeweils 4 Proben vor.

Gewässer	Berthelsdorfer Hüttenteich	Bierwiesenteich	Rothbacher Teich
Bespannungsregime	ca. 2mal in 10 Jahren teilentleert	in Trockenperioden hin u. wieder schmale freie Teichbodenflächen über längere Zeiträume	nie über einen Zeitraum von mehr als 8 Wochen teilentleert
<i>Coleanthus subtilis</i>	3.650	0	0
<i>Limosella aquatica</i>	33	0	0
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	11	0	0
<i>Montia fontana ssp. amporitana</i>	0	6	0
<i>Juncus spec.</i>	11.220	626	248

Die Gegenüberstellung der Bespannungsdaten von 10 Teichen mit der jeweiligen Menge und dem Entwicklungsstadium von *Coleanthus subtilis* für die letzten 10 Jahre (Tabelle 20) zeigt, dass die Ausprägung der Bestände neben der Häufigkeit von (Teil-)Entleerungen häufig auch durch Zeitpunkt bzw. Dauer von Wasserspiegelabsenkungen bestimmt wird.

Zunächst lässt sich auch hier der negative Einfluss einer geringen Häufigkeit von Wasserspiegelabsenkungen ableiten. Teiche, die häufiger als zwei mal in 10 Jahren (teil-)entleert wurden, wiesen zumindest kleinflächige Bestände von *C. subtilis* auf (z.B. Großhartmannsdorfer Großteich und Dittmannsdorfer Teich), während nach mindestens 10-jährigem Vollstau nur Einzelexemplare auffindbar waren (Rothbacher Teich). Die Häufigkeit ist aber nicht das allein ausschlaggebende Merkmal seitens des Bespannungsregimes. In den zwei Badegewässern Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich und Erzengler Teich finden lang anhaltende Wasserspiegelabsenkungen vergleichsweise häufig statt, doch wird damit erst nach Beendigung der Badesaison begonnen. Unter Berücksichtigung des Erzgebirgsklimas ist es zu diesem Zeitpunkt für die Entwicklung von Teichbodenvegetation bereits oft zu kalt. Teilweise können, wie im Fall des Oberen Großhartmannsdorfer Teiches 2007 und des Dörnthalers Teiches 2008, bei einer herbstlichen Absenkung im September noch zahlreiche Samen keimen, doch erreichen diese Individuen, durch das kältebedingt verlangsamte Wachstum nicht das Blütenstadium. In einigen Fällen, so im Berthelsdorfer Hüttenteich 2008, kann aber auch zu sonst günstigen Entleerungszeiten ein frühzeitiges Überstauen infolge eines Starkregenereignisses nicht vermieden werden.

Tabelle 20: Gegenüberstellung der Wasserspiegelschwankungen mit der Häufigkeit von *Coleanthus subtilis* in der realen Vegetation.

Aufgeführt sind nur (Teil-)Entleerungen mit Dauer von mind. 10 Wochen, hohe Säule = Vollstau, niedrige Säule = Teilentleerung, weiß = Totalentleerung, * = seit Vorjahr kein Anstau, H = Absenkung im Herbst (September/Oktober), ■■ = großflächige/■ = kleinflächige Vorkommen/* = Einzelexemplare, die sich bis zur Samenreife entwickeln konnten, □ = Samenreife nicht erreicht, ** aus Vorjahr überwinterte Exemplare (zusammengestellt nach OLIAS 2009, GÖHLER 2010).

Teich	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Dittmannsdorfer		H									
	-	□	-	■	-	■■	-	■	-	■	-
Dörnthal								H	H		
	■	-	-	-	■	-	-	-	□	-	-
Obersaidaer											
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oberer Großhartmannsdorfer		*						H			
	■■	-	-	-	?	?	-	□	-	-	-
Mittlerer Großhartmannsdorfer			H	H		H		H	H		
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Großhartmannsdorfer Großteich											
	■	■■	■**	□	-	■■	-	-	-	-	-
Erzengler			H	H	H	H			H		
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rothbächer											
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	•
Konstantin											
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Berthelsdorfer Hüttenteich											
	-	-	■■	-	?	-	-	-	■□	-	-

Im Gegensatz zu einer für die vollständige Entwicklung zu kurzen Entleerungszeit kann auch eine zu ausgedehnte Phase von mehreren Monaten negative Effekte haben. Dies führt zu einer stärkeren Austrocknung des Substrats, die einerseits das Aufkommen einer zweiten Generation verhindert (siehe Oberer Großhartmannsdorfer Teich 2000/2001) und andererseits die Entwicklung konkurrenzstarker Begleitvegetation bis zur Samenreife ermöglichen kann. Darüber hinaus kann durch eine mehrmonatige (Teil-)Entleerung eine Verringerung der Lebensraumtypfläche in Folge dauerhafter Etablierung von Großröhrichten eintreten.

Das Ausmaß von Wasserspiegelabsenkungen hat in den einzelnen Gewässern unterschiedliche Auswirkungen auf die besiedelte Fläche. In einigen Gewässern, so im Berthelsdorfer Hüttenteich, reicht eine Teilentleerung für die Entwicklung großflächiger Bestände. In vielen Fällen entwickeln sich aber bei einer Teilabsenkung nur kleinflächige Bestände, die sich meist im Bereich der Zuläufe befinden. Für die Entwicklung großflächiger Bestände ist dann eine Totalentleerung erforderlich, die auch die schlammigen Bereiche im Zentrum der Teiche freilegt (siehe Dittmannsdorfer Teich und Großhartmannsdorfer Großteich).

7.3.7 Einfluss der Gewässertrübung auf Verbreitung und Vitalität von *Littorella uniflora*

(a) Zeitliche Entwicklung der Strandlingsbestände

Mit Ausnahme des Landteiches wiesen alle untersuchten Teiche Vorkommen von *Littorella uniflora* auf. Die Entwicklung der Strandlingsflächen verlief an den einzelnen Teichen in den ersten Monaten des Untersuchungszeitraumes ähnlich (Abb. 7): So vergrößerten und verdichteten sich die Bestände von Mai bis Anfang Juli. Aufgrund unterschiedlicher äußerer Einflussfaktoren unterschied sich die Entwicklung jedoch im letzten Drittel des Untersuchungszeitraumes: Während am trocken gefallenem Ufer des Berthelsdorfer Hüttenteiches *L. uniflora* blühte, verschwand am Großhartmannsdorfer Großteich das gesamte Strandlingsvorkommen an der Untersuchungsstelle während einer mehrwöchigen Algenblüte (s. u.). Am Oberen Großhartmannsdorfer Teich änderten sich die Gewässerbedingungen (Wasserspiegelhöhe, Algenaufkommen) während des Untersuchungszeitraums kaum, so dass eine weitere Verdichtung der Strandlingsbestände beobachtet werden konnte.

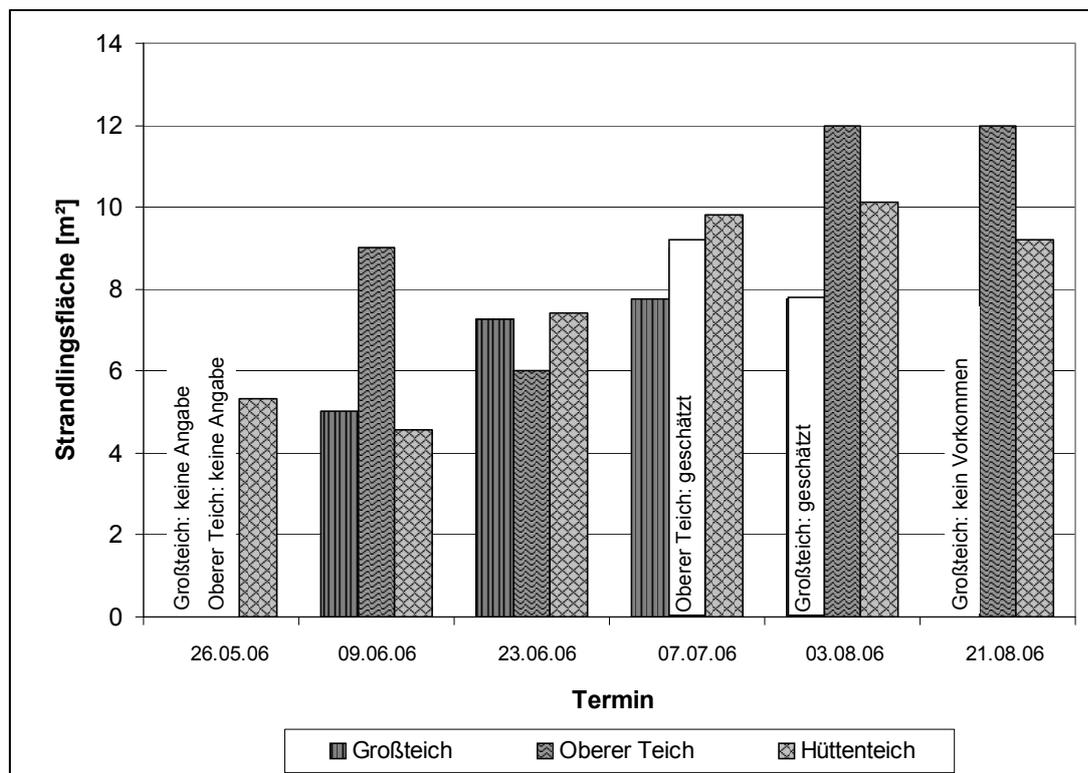


Abb. 7: Ausdehnung der Strandlingsbestände an den Untersuchungsstellen der drei Teiche Großhartmannsdorfer Großteich (Großteich), Oberer Großhartmannsdorfer Teich (Oberer Teich) und Berthelsdorfer Hüttenteich (Hüttenteich) an den sechs Untersuchungsterminen (aus: SIELAND et al. 2008).

(b) Verlauf der Trübungssituation in den einzelnen Teichen

Beim Vergleich der Trübungsindex-Werte (TRIX) der einzelnen Teiche wird deutlich, dass der Obere Großhartmannsdorfer Teich im Vergleich zu den drei anderen Teichen an allen Terminen die geringste Trübung aufwies (Abb. 8). Im Gegensatz dazu wurden am Landteich – mit Ausnahme des 5. Termins (3.8.) – jeweils die höchsten Trübungswerte ermittelt. Dieser Teich wies somit im Untersuchungszeitraum 2006 im Mittel die höchste Gewässertrübung auf, nur am 5. Termin (3.8.) konnte im Großhartmannsdorfer Großteich eine noch höhere Trübung gemessen werden. In der restlichen Zeit wiesen Großhartmannsdorfer Großteich und Berthelsdorfer Hüttenteich eine deutlich geringere Trübung als der Landteich auf.

Vergleicht man den mittleren Anteil des Lichts, der im jeweiligen Teich in 20 cm Wassertiefe ankam, dann zeigt sich ein ähnliches Bild hinsichtlich der Rangfolge in der Trübungssituation der vier Bergwerksteiche (hohe Werte deuten eine geringe Lichtabschwächung oder geringe Trübung an): Landteich (38 %) < Großhartmannsdorfer Großteich (58 %) < Berthelsdorfer Hüttenteich (64 %) < Oberer Großhartmannsdorfer Teich (75 %).

Hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs der Trübung konnten im Landteich, im Oberen Großhartmannsdorfer Teich und im Berthelsdorfer Hüttenteich am 2. und 3. Termin (Juni 2006) leichte Erhöhungen beobachtet werden, die am Berthelsdorfer Hüttenteich und am Landteich auch noch bis zum 4. Termin (7.7.) andauerten (Abb. 8). Während sich die Trübung daraufhin am Landteich weiter verstärkte, verringerte sie sich am Oberen Großhartmannsdorfer Teich und am Berthelsdorfer Hüttenteich wieder, so dass davon ausgegangen wird, dass es sich hierbei um saisonale Schwankungen handelte. Eine starke Zunahme mit einem Maximum der Trübung am 3.8. konnte im Großhartmannsdorfer Großteich beobachtet werden (Abb. 8). Die hohen Trübungswerte im Landteich und Großhartmannsdorfer Großteich am 3.8.2006 gingen dabei mit einem deutlichen Absinken des pH-Wertes von vorher ca. pH 9 (Landteich) bzw. ca. pH 8 (Großhartmannsdorfer Großteich) auf pH 6 einher und auch die Sauerstoffsättigung war an diesem Termin in beiden Teichen deutlich herabgesetzt (Landteich 70 %, Großhartmannsdorfer Großteich 20 %!) (vgl. TAUTENHAHN & SIELAND 2007).

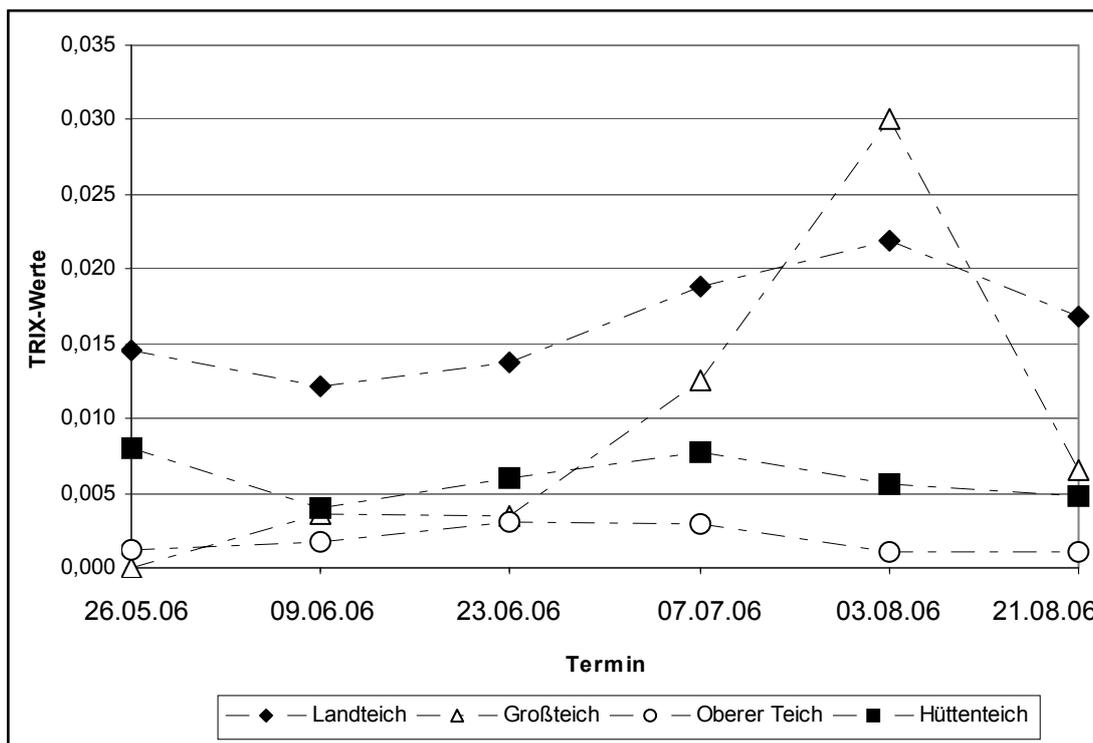


Abb. 8: Vergleich der Trübung (TRIX-Werte) der vier Teiche Landteich, Großhartmannsdorfer Großteich (Großteich), Oberer Großhartmannsdorfer Teich (Oberer Teich) und Berthelsdorfer Hüttenteich (Hüttenteich) an den sechs Untersuchungsterminen.
(aus: SIELAND et al. 2008)

(c) Analyse der Trübungsbestandteile

Die Untersuchungen der Wasserproben im Labor zeigten, dass der Detritusgehalt in allen untersuchten Bergwerksteichen eine nicht zu vernachlässigende Größe in der Zusammensetzung der Trübungsbestandteile bildet. Dabei wies der Landteich an fast allen Terminen die höchsten relativen und

absoluten Detritusgehalte im Vergleich zu den anderen drei Teichen auf (Abb. 9). In allen Teichen war eine ähnliche saisonale Entwicklung des Detritusanteils festzustellen: Der größte Anteil des Detritus an der Gesamtrübung wurde bei allen Teichen am 21.06.2006 festgestellt, danach nahm der Anteil überall ab, d.h. das mengenmäßige Verhältnis von Detrituspartikeln zu Planktonorganismen wurde kleiner (vgl. Abb. 9, SIELAND et al. 2008). Im Großhartmannsdorfer Großteich bildete hingegen das Plankton den Hauptbestandteil der Trübungsstoffe. Zwar machte zu den Terminen, an denen kaum Planktonorganismen vorhanden waren (09.06. und 21.06.2006), der Detritus mehr als die Hälfte aller Trübungsbestandteile aus, jedoch war das Wasser insgesamt sehr klar, d.h. die Gesamtmenge an Trübungsstoffen war sehr gering. Im Oberen Großhartmannsdorfer Teich war das Verhältnis zwischen Plankton und Detritus während des gesamten Untersuchungszeitraumes relativ ausgeglichen. Dagegen kam es im Berthelsdorfer Hüttenteich zu starken Veränderungen im prozentualen Verhältnis von Plankton und Detritus, insbesondere aufgrund großer Schwankungen im Planktongehalt. Dabei konnte dort zum 21.06.2006 ein sehr starker Einbruch der Planktonpopulation beobachtet werden. Der absolute Detritusgehalt blieb hingegen während der Untersuchungszeit nahezu konstant (s. TAUTENHAHN & SIELAND 2007).

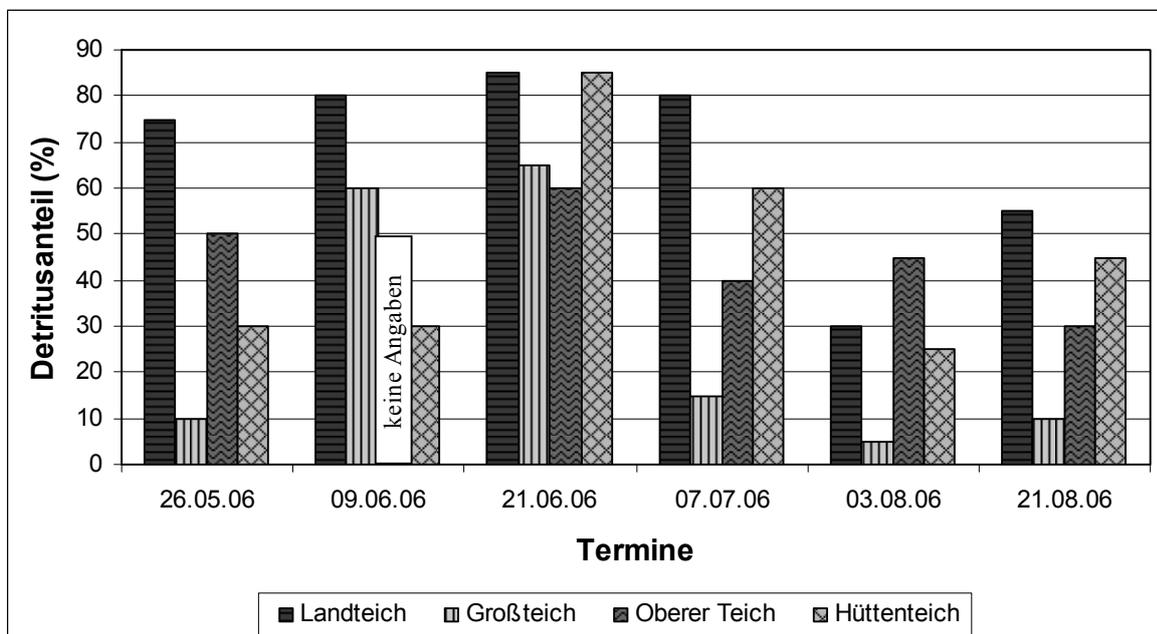


Abb. 9: Abgeschätzter Detritusanteil an der Gesamtheit aller trübungsverursachenden Partikel in den vier Teichen Landteich, Großhartmannsdorfer Großteich (Großteich), Oberer Großhartmannsdorfer Teich (Oberer Teich) und Berthelsdorfer Hüttenteich (Hüttenteich) an den sechs Untersuchungsterminen.

Keine Angaben für Oberen Großhartmannsdorfer Teich am 09.06.06 (aus: SIELAND et al. 2008)

(d) Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlich hoher Wassertrübung auf die Photosyntheseaktivität des Strandlings

Im Rahmen des Praktikumsversuchs zum Einfluss unterschiedlicher Trübungsstufen und Nitratgehalte im Wasser wurde die Nacht-Tag-Differenz des Malatgehalts im Pflanzenextrakt der *L. uniflora*-Versuchspflanzen innerhalb jeweils gleicher Nitratzugaben verglichen (Abb. 10). Mit Ausnahme des Ansatzes „kein Nitrat/geringe Trübung“ (0 / g in Abb. 10) war jeweils eine Abnahme von geringer zu hoher Trübung feststellbar, was bedeutet, dass *L. uniflora* bei erhöhter Trübung deutlich geringere Photosyntheseaktivitäten aufwies.

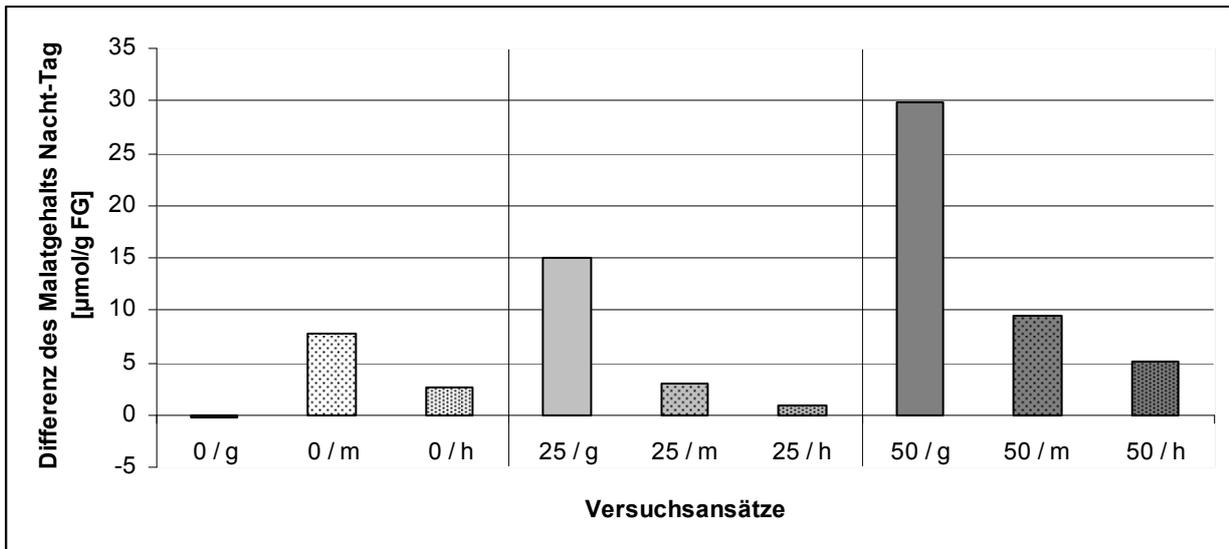


Abb. 10: Nacht-Tag-Differenz des Malatgehalts im Pflanzenextrakt von *Littorella uniflora* in submersen Versuchsansätzen mit 3 Nitratgehaltsstufen (0, 25, 50 mg/l) und 3 Trübungsstufen (g = gering, m = mittel, h = hoch).

Der Effekt unterschiedlich hoher Nitratzugaben bei jeweils gleicher Trübung war weniger eindeutig: So war zunächst eine Abnahme der Nacht-Tag-Differenz des Malatgehalts von 0 mg Nitrat/l auf 25 mg Nitrat/l zu beobachten. Bei weiterer Erhöhung auf 50 mg Nitrat/l nahmen die Nacht-Tag-Differenzen jedoch erneut zu und überstiegen sogar die Ausgangswerte bei 0 mg Nitrat/l. Somit kann man schlussfolgern, dass *L. uniflora* unter den gegebenen Laborbedingungen in gewissem Maße von den erhöhten Nitratgehalten sogar profitierte.

(e) Resümee: Trübungssituation und Strandlingsentwicklung

Die Beobachtung der Ausprägung von Beständen der Strandlingsgesellschaften bei unterschiedlichen Trübungen vor Ort bestätigte die Hypothese, dass insbesondere *Littorella uniflora* von einer geringen Trübung profitiert (s. Tabelle 21): Während *L. uniflora* im sehr klaren Dörnthalen Teich und Oberen Großhartmannsdorfer Teich in den drei Untersuchungsjahren 2006, 2007 und 2008 breite, dichte Gürtel mit sehr vitalen Pflanzen entlang der Ufer ausbildete, kam die Art im mäßig trüben Bierwiesenteich mit einzelnen, aber dichten Flächen vor. Im zumindest in den Sommermonaten infolge von Blaualgenblüten vergleichsweise noch trüberen Berthelsdorfer Hüttenteich, wo *L. uniflora* 1980 ca. 4,7 ha, 1999 ca. 1,7 ha und 2002 ca. 0,7 ha besiedelte (NSI 2008), waren 2006 nur noch wenige Quadratmeter große Flächen nachweisbar, die auch in ihrer Dichte geringer ausgeprägt waren als bei den zuvor genannten Teichen. Die Vitalität der Pflanzen war gut, wobei sie offensichtlich vom leicht erniedrigten Wasserstand profitierten, in dessen Zuge die Pflanze nur leicht bzw. z. T. gar nicht überstaut waren (SIELAND et al. 2008). 2007 war der Wasserstand sehr hoch und die Vitalität der Pflanzen, die nun ca. 15 cm von stärker getrübtetem Wasser überstaut waren, verschlechterte sich bis hin zum Absterben und die Dichte nahm entsprechend weiter ab. Im Zuge der Teilentleerung 2008 waren nur sehr kleine bzw. auf wenige Blätter reduzierte Einzelexemplare auffindbar. Am Großhartmannsdorfer Großteich verschwand die Art an der Untersuchungsstelle im Zuge einer sommerlichen Blaualgenblüte 2006 ganz.

Tabelle 21: Gegenüberstellung der Gewässertrübung mit Häufigkeit und Vitalität von *Littorella uniflora* in ausgewählten Teichen.

Trübung: 3-stufige Klassifizierung nach Messdaten und Vor-Ort-Beobachtungen; Häufigkeit und Vitalität von *Littorella uniflora*: 3-stufige Klassifizierung in den Jahren 2006 (nach SIELAND et al. 2008), 2007 und 2008.

Gewässer	Trübung	Häufigkeit von <i>L. uniflora</i>	Vitalität
Dörnthalener Teich	gering	2006 nicht untersucht, 2007/08 dichte, breite Gürtel	gut
Oberer Großhartmannsdorfer Teich	gering	2006/07/08 dichte, breite Gürtel	gut
Bierwiesenteich	mäßig	2006 nicht untersucht, 2007/08 große, dichte Flächen	gut
Berthelsdorfer Hüttenteich	mäßig, in Sommermonaten hoch (Blaualgen)	2006 noch einige m ² große Flächen mit geringerer Dichte als bei den zuvor genannten Teichen, 2007/08 nur noch Einzelexemplare	2006 gut (Pflanzen z. T. emers), 2007 schlecht (stark veralgelt, verwesend) 2008 mäßig (sehr klein bzw. Rosetten auf wenige Blätter reduziert)
Großhartmannsdorfer Großteich	mäßig, in Sommermonaten hoch (Blaualgen)	an der Untersuchungsstelle Anfang 2006 einige m ² , im Sommer 2006 verschwunden, seitdem kein Neunachweis	vor dem Verschwinden gut

7.3.8 Untersuchungen zum potenziellen Einfluss von Standortfaktoren auf das Vorkommen von *Coleanthus subtilis*

Zur Untersuchung des potenziellen Einflusses von Standortparametern, insbesondere von chemischen Sedimenteigenschaften auf das Vorkommen von *Coleanthus subtilis*, wurden Sedimentproben an 25 Gewässern mit und ohne Vorkommen von *C. subtilis* genommen und analysiert (vgl. Kap. 7.2.8, S. 48f.). In Tabelle 22 sind die Ergebnisse der chemischen Analysen der Sedimentproben in den Probegewässern zusammengestellt.

In Medianvergleichen (Mann-Whitney-U-Tests) zwischen Teichen mit Vorkommen von *C. subtilis* (n = 9) und ohne Vorkommen (n = 16) erwies sich von den vier betrachteten Sedimentparametern nur der pH-Wert als signifikant unterschiedlich (W = 26,0, p = 0,0099, n = 25): Die Sedimente besiedelter Teiche wiesen im Mittel signifikant niedrigere pH-Werte auf als nicht besiedelte Teiche (Abb. 11).

Es ergaben sich keine statistisch signifikanten Unterschiede in den Medianen der vier untersuchten Parameter hinsichtlich der Anbindung an die RWA. Es konnte allerdings ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von *C. subtilis* und der Anbindung an die RWA gefunden werden (Fishers exakter Test: p = 0,04): Von den 9 besiedelten Gewässern gehören 8 (89 %) zum System der RWA, wogegen dieser Anteil unter den nicht besiedelten Gewässern nur 44 % (7 von 16 Teichen) betrug.

Tabelle 22: Ergebnisse der chemischen Analysen von Sedimentproben aus 25 Gewässern.

Vork. = (aktuelles) Vorkommen von *Coleanthus subtilis* (Cs); RWA = Gewässer der Revierwasserlaufanstalt, Lf = elektrische Leitfähigkeit der Bodenlösung, pH = pH-Wert, P = Phosphorgehalt, NH_4^+ = Ammoniumgehalt

Gewässer	Vork.	RWA	Lf [$\mu\text{S}/\text{cm}^2$]	pH	P [mg/l]	NH_4^+ [mg/l]
Dittmannsdorfer Teich	Cs	RWA	33	4,90	49,84	3,77
Bierwiesenteich			110	5,40	82,00	39,60
Dörnthalener Teich	Cs	RWA	19	4,95	5,41	13,40
Obersaidaer Teich	Cs	RWA	94	5,00	97,12	84,20
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich		RWA	19	5,10	4,50	13,50
Satzteich		RWA	22	5,30	28,56	10,20
Östlicher Fischhälterteich	Cs	RWA	1162	3,65	53,91	72,00
Westlicher Fischhälterteich	Cs	RWA	494	3,60	61,65	30,30
Großhartmannsdorfer Großteich	Cs	RWA	34	5,50	9,14	16,40
Erzengler Teich		RWA	29	5,95	4,21	15,30
Rothbäcker Teich	Cs	RWA	167	5,30	71,18	60,60
Lothar Teich		RWA	51	5,65	12,79	13,80
Berthelsdorfer Hüttenteich	Cs	RWA	79	4,80	9,65	17,20
Landteich		RWA	13	5,35	3,55	2,14
Biberteich		RWA	187	5,00	231,12	67,80
Erzwäsche		RWA	182	4,55	12,03	19,30
Mittelteich Stadtwald			89	5,50	11,00	3,91
Mühlteich Freiberg			27	5,35	13,67	13,90
Mittlerer Teich an Richtermühle			86	4,50	41,26	22,30
Unterer Pochwerksteich			60	5,90	2,01	12,50
Oberer Pochwerksteich			116	5,00	49,53	60,50
Inselteich Helbigsdorf			69	5,60	49,64	32,20
Großteich Helbigsdorf			74	5,20	45,67	28,20
Talsperre Lichtenberg			228	5,95	126,85	56,50
Talsperre Saidenbach	Cs		166	4,35	40,40	46,00

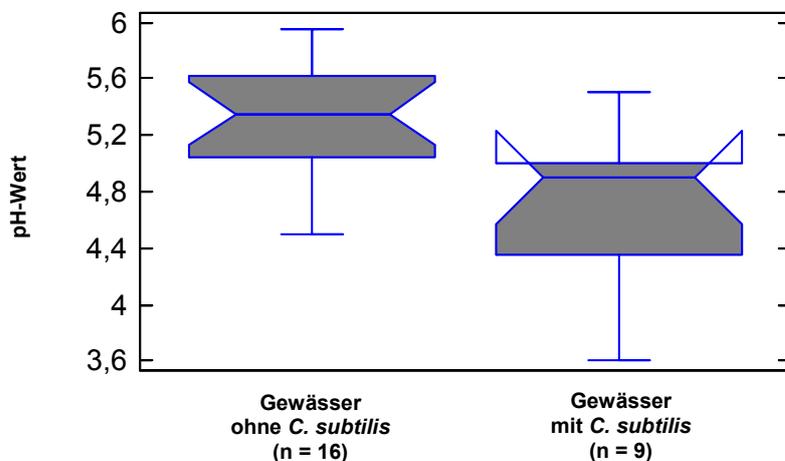


Abb. 11: Mediane des pH-Werts von Sedimentproben in Gewässern ohne *Coleanthus subtilis* und in Gewässern mit *C. subtilis*.

7.3.9 Submerse Keimung und Überlebensrate der Keimlinge von *Coleanthus subtilis* unter Wasser

In den 2 Aquarien mit Wechseltemperatur konnte die submerse Keimung von *Coleanthus subtilis* festgestellt werden (Abb. 12a), während in den Aquarien mit konstanten Temperaturen über den gesamten Versuchszeitraum kein Keimling aufstieg. Die Keimung in den Wechseltemperaturansätzen setzte 5 Tage nach Versuchsbeginn ein und war im Wesentlichen am 12. Versuchstag, also 7 Tage nach Einsetzen der Keimung abgeschlossen. Die Keimraten lagen zwischen 70 und 90 %. Somit konnte gezeigt werden, dass Samen von *C. subtilis* in der Lage sind, unter Wasser zu keimen, wenn dort Temperaturschwankungen von etwa 20 K vorliegen.

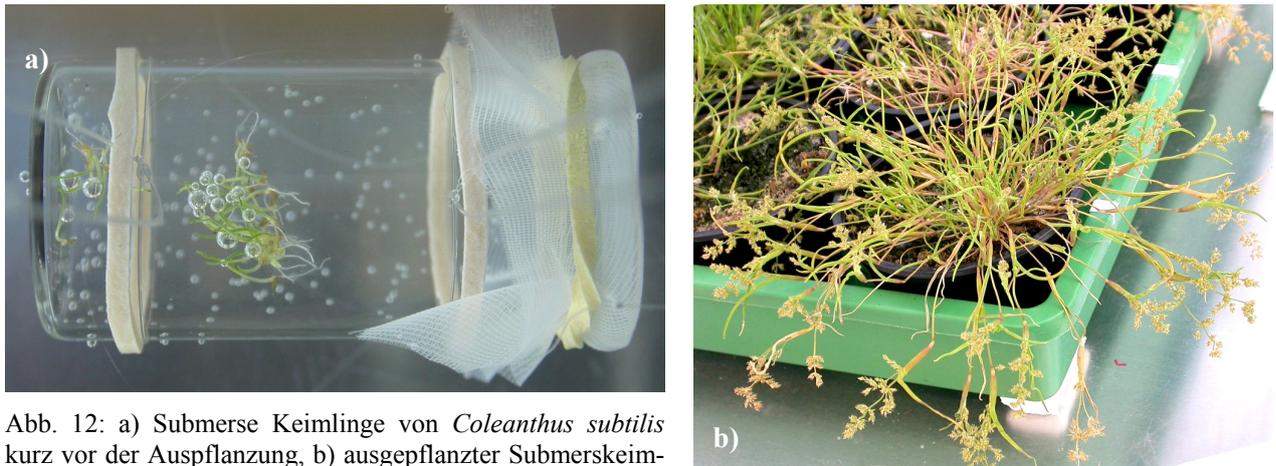


Abb. 12: a) Submerse Keimlinge von *Coleanthus subtilis* kurz vor der Auspflanzung, b) ausgepflanzter Submerskeimling bis zum Stadium der Samenreife entwickelt.

32 der submersen Keimlinge, die 14 bis 21 Tage alt waren, wurden aus den Aquarien entnommen und in Erde gepflanzt. Zu diesem Zeitpunkt hatten die Keimlinge ein zwischen 5 und 10 mm langes Keimblatt und nur an einzelnen Exemplaren war ansatzweise ein Primärblatt erkennbar. Einige Keimlinge zeigten bereits eine anfängliche Vergilbung. Trotzdem haben sich 9 dieser 32 Keimlinge weiter entwickelt und das Stadium der Samenreife (Abb. 12 b) erreicht.

Die emersen Keimlinge, die 4 bis 9 Tage alt waren und dann 14 bzw. 21 Tage unter Wasser gesetzt wurden, haben nach der Auspflanzung nahezu alle das Stadium der Samenreife erreicht. Beachtet werden muss jedoch, dass der Versuch mit den emersen Keimlingen zeitversetzt zu dem mit den submersen Keimlingen in einer wärmeren Periode stattfand und somit vermutlich bessere Entwicklungsbedingungen vorhanden waren.

7.4 Diskussion

2009 konnte *Coleanthus subtilis* erstmalig für die Fischhälterteiche nachgewiesen werden (Tabelle 11). In diesen Gewässern besiedelt *C. subtilis* die gesamte Teichbodenfläche als dichter Bestand. Die Gewässer werden über den Großhartmannsdorfer Großteich, für den bereits lange Vorkommen bekannt sind (Tabelle 9), mit Wasser gespeist und dienen im Falle eines Ablassens zur Hälterung der gefangenen Fische. Insgesamt ist daher davon auszugehen, dass die Vorkommen in den Hälterteichen, ebenso wie an dem direkt anschließenden Großhartmannsdorfer Großteich, schon lange an diesen Standorten existent sind und bisher bei Kartierarbeiten lediglich übersehen wurden.

Nachdem *C. subtilis* in der Diasporenbank des Rothbächer Teiches nachgewiesen werden konnte (Tabelle 12) erbrachte eine Wasserstandsabsenkung einen sehr positiv zu bewertenden Neunachweis in der realen Vegetation von *C. subtilis* für dieses Gewässers (Tabelle 11) mit mindestens 4 Individuen. Zur Weiterentwicklung und Stabilisierung dieser Bestände ist aus Naturschutzsicht künftig ein angepasstes Bespannungsregime mit häufigeren Wasserstandsabsenkungen als bisher erforderlich.

Die Samenzahl in der Diasporenbank und die Keimfähigkeit der Samen werden maßgeblich von der Häufigkeit der Wasserstandssenkungen beeinflusst (Tabelle 18, Tabelle 19). Der Berthelsdorfer Hütten-
teich, welcher etwa 2mal in 10 Jahren eine Wasserstandsabsenkung erfährt, wies insgesamt eine höhere Anzahl an Arten als auch eine erheblich höhere Samenanzahl in der Diasporenbank auf als der Bierwiesenteich bzw. der Rothbächer Teich, welche nur sehr selten bzw. nur kurzzeitig abgesenkt wurden. Dieser Befund unterstreicht die Bedeutung eines angepassten Bespannungsregimes, welches eine regelmäßige Absenkung des Wasserstandes berücksichtigen sollte. Neben der Häufigkeit der Wasserstandsabsenkungen spielt auch die Zeitdauer und der Zeitpunkt eine entscheidende Rolle (Tabelle 20). Ein zu kurzes bzw. zu spätes Trockenfallen führt dazu, dass Individuen zwar keimen können und damit als Samen aus der Diasporenbank verloren gehen, aber bei Ausbleiben der Samenreife keine neuen Samen der Diasporenbank hinzugefügt werden können, so dass die Diasporenbank verarmt und sich künftig eine entsprechend artenarme oder lückige Vegetation entwickeln wird. Positiv in diesem Zusammenhang ist zu werten, dass zumindest für *C. subtilis* der Nachweis erbracht werden konnte, dass die Keimlinge dieser Art in der Lage sind eine Überstauung zumindest kurzfristig zu überleben (Kap. 7.3.9). Die Dauer der Überstauung, die von den Keimlingen vertragen wird, ist jedoch im Gelände erheblich geringer als 14 Tage anzunehmen, da im Versuch destilliertes Wasser eingesetzt wurde und somit negative Einflussfaktoren wie eventuell Wassertrübung oder die Entwicklung von Bakterien und Algen ausgeschlossen bzw. minimiert wurden. Im Laborversuch konnte *C. subtilis* sogar unter Wasser bei Temperaturschwankungen von 20 K zur Keimung gebracht werden. Entsprechende vergleichsweise kurzfristige Schwankungen können im Gewässer unter Freilandbedingungen nur auftreten, wenn die Wasserschicht über dem Samen schon recht dünn ist, ein Absenken des Gewässers also bereits erfolgte. Eine Keimung unter Wasser hätte dann für die Pflanze den Vorteil, dass sie sehr schnell zur Samenreife gelangen könnte. Erfolgt das Absinken allerdings nicht, ist der Samen für die Diasporenbank verloren.

In räumlicher Nähe zu von Arten der Teichbodenvegetation Gewässern besiedelten Gewässern der RWA kommen auch solche wie der Helbigsdorfer Inselteich vor, für die keine Nachweise von *C. subtilis* vorlagen. Keimungsversuche auf Substrat des Inselteiches zeigten im Laborversuch gute Keimerfolge. Da die entsprechenden Gewässer häufig anaerobe Substrateigenschaften aufweisen, wurde in einem weiteren Versuch analysiert, ob eine anaerobe Lagerung von Samen deren Keimfähigkeit reduziert. Es zeigte sich, dass die Keimraten bei allen betrachteten Arten im Vergleich durch eine anaerobe Lagerung reduziert wurden. Bei *C. subtilis* wirkte sich dies allerdings deutlich geringer aus als bei *L. aquatica* und bei *G. uliginosum*. Letztere Arten kommen aber im Inselteich in der realen Vegetation vor. Somit scheinen die Substrate der Gewässer prinzipiell für eine Keimung geeignet und die Ursache für die fehlende Besiedlung kann nicht allein auf die Substrateigenschaften zurückgeführt werden, sondern muss in einem fehlenden Eintrag an Samen vermutet werden. Für die Arten der Teichbodenvegetation wird in der Literatur häufig der Transport durch Vögel angegeben (s. Tabelle B-1 in Anhang B). Zwischen dem Inselteich und dem mit Arten der Teichboden besiedelten Großhartmannsdorfer Großteich findet ein regelmäßige Wechsel von Vögeln statt, so dass dieser Ausbreitungsweg durchaus möglich scheint (Kap. 8.3.7).

Allgemein kommt den Standorteigenschaften für das Vorkommen von Arten eine hohe Bedeutung zu. Für *C. subtilis* ergaben Medianvergleiche ausgewählter Sediment- und Standortparameter zwischen Teichen

mit (aktuellen) Vorkommen und solchen ohne Vorkommen nur beim pH-Wert des Teichbodens signifikante Unterschiede (vgl. Kap. 7.3.8): Teichsedimente mit Vorkommen von *C. subtilis* hatten im Mittel niedrigere pH-Werte als Teiche ohne Vorkommen (vgl. Abb. 11, S. 64). Tatsächlich ist aus der Literatur bekannt, dass *C. subtilis* saure (VON LAMPE 1996, OBERDORFER 2001) und kalkarme (PETERSEN et al. 2003) Verhältnisse präferiert. Der Ellenberg-Zeigerwert von 3 (Säurezeiger) stimmt ebenfalls mit diesem Befund überein. Dies ist insbesondere im Hinblick auf durch die Fischereiwirtschaft geplante Kalkungen als Maßnahme zur Bekämpfung des Koi-Herpes zu berücksichtigen.

Die Strandlings-Bestände sind in 3 ehemals mit ausgedehnten Beständen besiedelten Gewässern stark rückläufig (Tabelle 11). Untersuchungen zum Einfluss der Trübung auf die Strandlings-Bestände zeigten, dass ein offensichtlicher Zusammenhang zwischen der Trübung eines Gewässers und dem Vorkommen des Strandlings und dessen Populationsgröße besteht. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass es für das langfristige Überleben der Strandlingspopulationen in den Freiburger Bergwerksteichen entscheidend ist, die Trübung gering zu halten bzw. zu reduzieren. Da die Aufwirbelung von Detritus durch Wellenschlag kaum verhindert werden kann, sollte ein verstärktes Augenmerk auf die Planktonentwicklung gelegt werden. Der entscheidende ihr zugrundeliegende Faktor ist der Eintrag von Nährstoffen wie Phosphat und Nitrat aus dem Gewässerumfeld, der die Phytoplanktonproduktion fördert und damit die Trübung erhöht (vgl. TAUTENHAHN & SIELAND 2007, SIELAND et al. 2008). Darüber hinaus spielt die Bespannungsdauer eine wichtige Rolle. Wird ein Gewässer lange Zeit nicht entleert, ist der Faulschlammabbau unterbunden und Nährstoffe können sich gewässerintern anreichern.

7.5 Zusammenfassung

Für den Zeitraum von 2000 bis 2010 konnten von *Coleanthus subtilis* in insgesamt 10 Gewässern des Untersuchungsgebietes Nachweise erbracht werden, wobei es sich bei drei Gewässern (östlicher und westlicher Fischhälterteich, Rothbacher Teich) um Neunachweise handelt. *Littorella uniflora* konnte an 13 Gewässern nachgewiesen werden, wobei es sich im Falle des Bierwiesenteiches um einen Neufund handelt. In drei ehemals mit ausgedehnten Vorkommen kartierten Gewässern sind die Bestände stark rückläufig (Obersaidaer Teich, Großhartmannsdorfer Großteich, Bertholdsdorfer Hüttenteich).

Die Artenzusammensetzung der realen Vegetation spiegelt sich sehr gut in der Diasporenbank wieder. Gewässer, die selten oder gar nicht eine (Teil)Entleerung erfahren, weisen eine artenarme Diasporenbank mit nur wenigen Samen auf, die zudem eine niedrige Keimrate besaßen (Kap. 7.3.6). Neben der Häufigkeit und Dauer der Wasserstandsabsenkung zeigt sich, dass ein Trockenfallen im Herbst nicht ausreichend ist, um eine artenreiche Diasporenbank auszubilden, da die keimenden Individuen aufgrund der klimatischen Bedingungen selten bis zur Samenreife gelangen. Phänologische Untersuchungen an *L. uniflora* und *Limosella aquatica* als typische Arten der Teichbodenvegetation ergaben, dass bereits 8-11 Wochen nach Beginn der Wasserstandsabsenkung bzw. etwa 6-9 Wochen nach dem Trockenfallen der Flächen reife Samen vorliegen können. Im Vergleich dazu verlief die Entwicklung von *Gnaphalium uliginosum* um 2-4 Wochen verzögert.

Neben der Bewirtschaftung der Gewässer spielen standörtliche Parameter für das Vorkommen der Arten eine wichtige Rolle. Gewässer mit Vorkommen von *C. subtilis* wiesen einen signifikant niedrigeren pH-Wert des Substrates auf als solche ohne Vorkommen dieser Art. Keimversuche mit *C. subtilis* auf Substrat eines bislang nicht von dieser Art besiedelten Gewässers, welches nicht mit dem RWA-System vernetzt ist, zeigten im Vergleich zu Substrat eines bereits besiedelten Gewässers sogar höhere Keimraten. Eine Samenlagerung unter anaeroben Bedingungen, wie sie in den Gewässern des

tangierenden Bereiches der RWA häufiger auftreten, führte zu einer leichten Reduktion der Keimrate. Die fehlende Besiedlung von Gewässern im tangierenden Bereich der RWA durch *C. subtilis* kann nicht allein auf eine mangelnde Substrateignung zurückgeführt werden, sondern ist vermutlich auch mit einem mangelnden Sameneintrag auf hydrochorem Wege zu erklären.

Eine durch Plankton und Detritus hervorgerufene Trübung von Gewässern wirkt sich negativ auf Vitalität und Größe von *Littorella uniflora*-Beständen aus. Die Trübung wirkt sich nach diesen Ergebnissen negativ auf die Photosyntheseaktivität der Art aus und könnte Ursache der in den letzten Jahren beobachteten starken Bestandesrückgänge sein.

Für *C. subtilis* konnte gezeigt werden, dass eine Keimung auch unter Wasser möglich ist, wenn Temperaturschwankungen von etwa 20 K vorliegen. Sowohl submers als auch emers gekeimte Individuen waren im Anschluss an eine Überstauung von 21 Tagen nach Kultivierung in Gartenerde in der Lage, zur Samenreife zu gelangen. Somit ist *C. subtilis* an eine zeitweise Überstauung, wie sie in Fällen von Starkregenereignissen möglich ist, gut angepasst.

8 Analysen zur Ausbreitungsbiologie der Arten und zum Besiedlungspotenzial ausgewählter Teiche

8.1 Einleitung

Auffällig für das Erzgebirge ist die enge Bindung insbesondere vom Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) an Gewässer, die über das Röschen- und Kunstgrabensystem miteinander verbunden sind (Karte RWA, s. Anhang A). Für räumlich nahe liegende Teiche, die diesem System nicht angehören, liegt bisher in dieser Region kein Nachweis dieser Art vor. Diese offensichtlich enge Bindung von *C. subtilis* an das Kunstgrabensystem legt eine hydrochore Ausbreitung dieser Art nahe, wobei dafür in der Literatur bisher allerdings von einer Ausbreitung über Wasser- und Sumpfvögel ausgegangen wird (HEJNÝ 1969, VON LAMPE 1996) und eine mögliche hydrochore Ausbreitung nur aus der Beobachtung von Verbreitungsbildern in Böhmen und dem österreichischen Waldviertel abgeleitet wurde. Im vorliegenden Kapitel sollen daher Analysen zum Potenzial der hydrochoren Ausbreitung charakteristischer Arten der Teichbodenvegetation vorgestellt und ggf. Ableitungen für ein Management der Teiche gezogen werden. Hierfür wurden Analysen zum Schwimmverhalten von Samen sowohl im Freiland als auch im Labor durchgeführt und es wurden Sedimente aus dem Röschensystem hinsichtlich vorhandener Diasporen der Arten der Teichbodenvegetation analysiert. Da dieses System komplett geschlossen ist und damit ein Sameneintrag über Wind oder Vögel weitestgehend ausgeschlossen werden kann, können vorhandene Samen nur auf hydrochorem Weg aus oberhalb liegenden, besiedelten Gewässern eingetragen sein.

Folgende Fragen sollen zur Ausbreitungsbiologie der Arten der Teichbodenvegetation bearbeitet werden:

- Steigen Samen während bzw. als Folge der Überstauung an die Wasseroberfläche?
- Können mit dem Wiederanstau eines Teiches Samen im Wasserkörper bzw. auf der Wasseroberfläche nachgewiesen werden?
- Wie lange können die Samen auf der Wasseroberfläche schwimmen?
- Werden Samen über den Grundablass eines Teiches ausgetragen und gelangen damit in das Graben- und Röschensystem?
- Sind Samen in Sedimenten aus dem Röschensystem nachweisbar?
- Gibt es weitere Hinweise für eine hydrochore Ausbreitung?
- Existieren neben der hydrochoren Ausbreitung weitere Ausbreitungsmechanismen?

8.2 Methoden

Für eine hydrochore Ausbreitung müssen die Diasporen der Arten eine gewisse Schwimmfähigkeit aufweisen, da sie ansonsten absinken und auf dem Sediment liegen bleiben. Um das Schwimmverhalten verschiedener Arten der Teichbodenvegetation zu analysieren, wurden sowohl Experimente im Labor als auch Untersuchungen im Freiland zum Vorkommen von Samen im Wasserkörper und im Röschensystem durchgeführt.

8.2.1 Laborversuche zum Schwimmverhalten der Samen

(a) Überstauungsversuche

Um Aussagen gewinnen zu können, wie viele Samen bei Anstieg des Wasserspiegels in den Wasserkörper bzw. auf die Wasseroberfläche gelangen und damit zur hydrochoren Ausbreitung beitragen

können, wurden im Labor Überstauungsversuche mit aus dem Teichboden entnommenen und von verschiedenen Arten bewachsenen Soden durchgeführt.

Pflanzenmaterial und Versuchsaufbau

Für die Überstauungsversuche wurden vier Aquarien mit einem Fassungsvermögen zu je 5 Liter und den Abmessungen 30 cm * 10 cm * 15 cm (L*B*H) verwendet. Drei Aquarien wurden für Soden mit Arten der Zwergbinsengesellschaften und eines für Soden mit Strandling eingesetzt. Es wurde darauf geachtet, dass in den Soden der Zwergbinsengesellschaften kein Strandling (*Littorella uniflora*) vorkam, um die natürlichen Vergesellschaftungen auf dem Teichboden zu simulieren (vgl. Kap. 3.1).

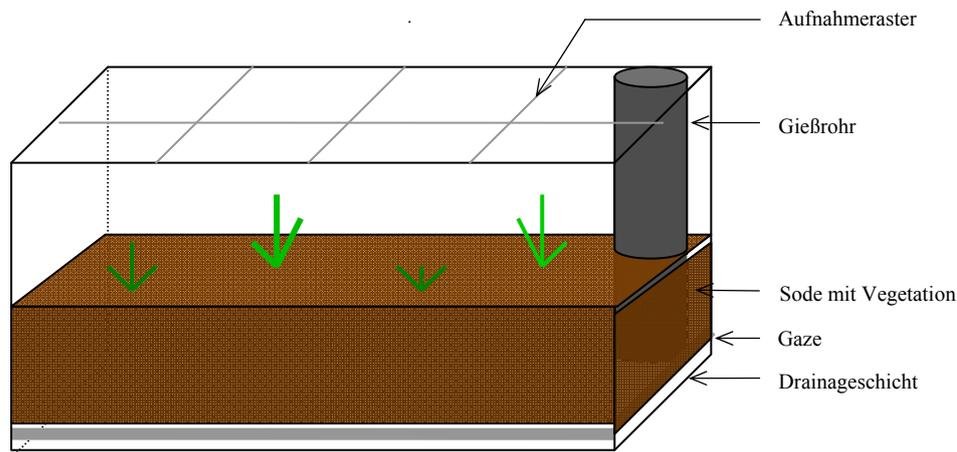


Abb. 13: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus der Aquarien-Überstauungsversuche (verändert nach MEIBNER 2008)

In die drei Aquarien für die Zwergbinsengesellschaften wurde eine etwa 1 cm hohe Drainageschicht aus Aquarienkiess eingebracht, um bei der Überstauung einen möglichst gleichmäßigen Anstau durch das Substrat zu ermöglichen (Abb. 13). Auf diese Kiesschicht wurde Gaze aus feinem Gardinstoff gelegt, damit die Drainageschicht nicht durch Bodenpartikel verstopft. Die drei Soden der Zwergbinsengesellschaften wurden am 09.06.2007 vor Wiederanstau des Dittmannsdorfer Teiches aus dem Teichboden mit Spaten und Schaufel gestochen und direkt in die vorbereiteten Aquarien überführt. Auf den etwa 5 cm hohen Soden dominierte jeweils eine der Arten *Gnaphalium uliginosum*, *Coleanthus subtilis* bzw. *Limosella aquatica*. Nach dem Einbringen der Soden wurden die Aquarien mit Gießrohren aus Plastik versehen, die bis in die Drainageschicht gesteckt wurden. Über diese Rohre konnte der Anstau von unten her durchgeführt werden, um die Überstauung so realitätsnah wie möglich durchzuführen. Um die Samenstände und aufgeschwommene Samen besser erkennen und beobachten zu können, wurde zur Erhöhung des Kontrastes an die Rückwand der Aquarien ein Blatt laminiertes weißes Papier befestigt.

L. uniflora wuchs im Dittmannsdorfer Teich nur auf kiesigen Standorten, so dass es an diesem Gewässer nicht möglich war, eine Sode auszustechen. Daher wurden am 09.06.2007 einzelne Individuen der Art ausgegraben, zusammen mit etwas Substrat in eine Fotoschale überführt und im Labor kultiviert. Am 30.06.2007 wurden weitere einzelne Individuen am Dittmannsdorfer Teich ausgegraben und gemeinsam mit den kultivierten Individuen in ein Aquarium eingesetzt. Aufgrund des kiesigen Substrates wurde auf Gaze, Drainageschicht sowie Gießrohr verzichtet.

Anstau der Versuchsansätze und Dokumentation des Schwimmverhaltens

Mit dem Anstau der Versuchsansätze in den Aquarien wurde am 11.07.2007 und damit fast zeitgleich zum Beginn des Anstaus des Dittmannsdorfer Teiches begonnen. Alle Versuchsansätze wurden über eine Zeitspanne von 45 Tagen beobachtet.

Die Überstauung erfolgte schrittweise, um möglichst realitätsnahe Bedingungen zu schaffen. Nachdem zunächst das Sediment aufgesättigt wurde, wurden die Aquarien nach 24 Stunden bis zur Hälfte befüllt. Nach weiteren 6 Stunden wurde schließlich vollständig überstaut, so dass über den Pflanzen eine bis zu 5 cm hohe Wassersäule stand. Der Überstau und der Ersatz von verdunstetem Wasser erfolgten mit entionisiertem Wasser.

6 Wochen lang wurde täglich die Anzahl der auf der Wasseroberfläche schwimmenden Samen erfasst. In der Anfangsphase konnte die Anzahl der auf der Wasseroberfläche schwimmenden Samen aufgrund ihrer teilweise großen Anzahl in Konglomeraten und mit aufgestiegener Substratpartikel nicht quantitativ ermittelt werden. Ab dem dritten Tag wurde mit Hilfe eines Rasters (Abb. 13) eine genaue Zählung der schwimmenden Samen durchgeführt. Im Falle von schwimmenden Fruchtständen (Köpfchen/Rispenäste), bei denen eine genaue Zählung der Samen nicht möglich war, wurden die Samenanzahlen entsprechend VON LAMPE (1996) angenommen. Bei *L. aquatica* wurde die Samenanzahl pro Aggregat auf 30 Stück geschätzt.

(b) Schwimm-Sink-Versuche

Die Schwimm-Sink-Versuche wurden mit Samen von *Limosella aquatica*, *Coleanthus subtilis*, *Gnaphalium uliginosum* und *Littorella uniflora* in Anlehnung an DANVIND & NILSSON (1997) und VAN DEN BROEK et al. (2005) durchgeführt (MEIBNER 2008).

Sammlung und Lagerung der Samen

Die Samen wurden am 30.06.2007 an voll entwickelten Pflanzen mit reifen Früchten im abgesenkten Dittmannsdorfer Teich gewonnen, indem Stängel mit reifen Samen in Papiertüten gesammelt wurden (Genehmigung UNB, Reg.-Nr.: 25.364.622.170.46). Die Trennung von Samen und Stängel erfolgte anschließend im Labor. Die eigentlichen Versuche wurden 2 Monate später durchgeführt. Da bis zu diesem Zeitpunkt keine gesicherten Informationen zur Lagerung von Samen und deren Bedeutung für die Keimfähigkeit vorlagen, wurden unterschiedliche Lagerungsvarianten gewählt. Einige Samen jeder Zwergbinsenart wurden ohne Trocknung in Frischhaltefolie gewickelt, der Großteil wurde jedoch in kleine Probegläschen mit PET-Stopfen (Fassungsvermögen 15 ml) gefüllt. Diese beiden Samenproben wurden anschließend im Kühlschrank bei 5 °C gelagert. Ein geringerer Anteil der Samen wurde offen in Pappgefäßen im Labor stehen gelassen. Bei *Littorella uniflora* konnten neben im Kühlschrank gelagerten Samen auch frische, von aus dem Dittmannsdorfer Teich stammenden und im Labor kultivierten Pflanzen verwendet werden. Entsprechend der unterschiedlichen Lagerung der Samen wurden verschiedene Versuchsansätze durchgeführt und für die Auswertungen in diesem Bericht Mittelwerte gebildet (zum Einfluss der Lagerungsvarianten auf das Schwimmverhalten s. JOHN 2007a, MEIBNER 2008).

Versuchsdurchführung und Auswertung

Vor Versuchsbeginn am 11.09.2007 wurden die jeweils 50 Samen gewogen, um eventuelle lagerungsbedingte Unterschiede im Feuchtegehalt zu dokumentieren. Diese 50 Samen wurden auf die Wasseroberfläche von Bechergläsern aufgestreut (vgl. BOEDELTE et al. 2003), die zum Schutz vor übermäßiger Verdunstung sowie Schmutzeintrag oder Störung durch Insekten mit farbloser Folie abgedeckt wurden. Durch spektrometrische Messung über den Wellenlängenbereich von 300 bis 1100 nm

mit dem Specord 30 von Analytik Jena AG wurde belegt, dass keine Änderung des Farbspektrums durch die Folie erfolgt.

Über einen Zeitraum von 1 Jahr (11.09.2007 bis 11.09.2008) wurden bis zum 30. Versuchstag täglich, danach in etwa wöchentlich und im letzten Drittel im Abstand von durchschnittlich 20 Tagen die Anzahl schwimmender Samen auf der Wasseroberfläche kontrolliert (vgl. DANVIND & NILSSON 1997). Um natürliche Wellenbewegungen zu simulieren und um am Gefäßrand haftende Samen zu lösen, wurde die Wassersäule durch gleichmäßiges Rühren mit einem Glasstab mit 10 Schlägen gestört und nach Beruhigung der Wasseroberfläche wurden die gesunkenen Samen gezählt. Angelehnt an VAN DEN BROEK et al. (2005) wurden gesunkene Samen aus Übersichtlichkeitsgründen aus dem Becherglas mit einer Pipette entfernt und in ein separates Glas eingebracht, um einen eventuellen Wiederaufstieg der Samen registrieren zu können.

8.2.2 Samenfänge im Wasserkörper und Auslass

Um Informationen zum Schwimmverhalten der Arten der Teichbodenvegetation zu gewinnen, wurden 2007 Sedimentfänge im Wasserkörper und am Auslass des Dittmannsdorfer Teiches durchgeführt. Dieser Teich wurde von April bis Juli 2007 teilentleert. Das Vorkommen der 4 ausgewählten Arten *L. aquatica*, *C. subtilis*, *G. uliginosum* und *L. uniflora* war für diesen Teich bereits aus früheren Untersuchungen bekannt (u. a. BALDAUF 2001) und auch im Untersuchungsjahr 2007 waren die Arten und Gesellschaften gut entwickelt.

Die Samenfänge wurden sowohl im Grundablass als auch in der Wassersäule und auf der Wasseroberfläche durchgeführt. Die Fangvorrichtung für die Beprobung des Grundablasses bestand aus einem Holzrahmen, der den Dimensionen des Grabens am Grundablass entsprach, und einem daran befestigten trichterförmigen Netz der Maschenweite 150 µm (MEIBNER 2008), da die kleinste Abmessung der Diasporen der untersuchten Arten 170 µm beträgt (VON LAMPE 1996). Die Fangeinrichtung wurde an insgesamt 9 Terminen (vor und während des Wiederanstaus) mit mehreren Stahlhaken an der am Grundablass befestigten Gittertür eingehängt (Abb. 14). Die Probenahmezeit wurde aufgrund hoher Durchflusswerte auf 5 Minuten begrenzt. Das gewonnene Material wurde im Labor mit Wasser aufgeschwemmt und unter dem Stereomikroskop nach Samen durchsucht (MEIBNER 2008).



Abb. 14: Grundablass des Dittmannsdorfer Teiches mit Fangeinrichtung (Foto: K. Meißner).

Ebenfalls im Zuge des Wiederanstaus des Dittmannsdorfer Teichs wurden an jedem der 9 Termine Kescherproben mit einem Planktonnetz aus der Wassersäule des Teiches sowie von der Wasseroberfläche genommen, um die Präsenz der Samen im Teichwasser zu analysieren. In Abhängigkeit von dem jeweiligen Wasserstand variiert die Beprobung der insgesamt 5 Probenahmestellen. Es wurde jeweils eine Probe von der Wasseroberfläche sowie eine aus der Wassersäule entnommen, indem ein Planktonnetz mit Maschenweite von 80 µm mit angebrachtem Probenahmegefäß etwa einen Meter vor und zurück durch das Wasser gezogen wurde. Das gesamte Probevolumen wurde im Labor in eine Petrischale gegeben und unter dem Stereomikroskop bei 7- bis 30-facher Vergrößerung nach Samen durchsucht. Die Bestimmung der Samen erfolgte mit BEIJERINCK (1947), MARTIN & BARKLEY (2000) sowie PETZOLD (2002).

8.2.3 Analyse der Samenbank im Kunstgraben- und Röschensystem

Um die Möglichkeit einer Ausbreitung der Arten der Teichbodenvegetation über das Kunstgraben- und Röschensystem abschätzen zu können, wurden 2007 Sedimentprobenahmen am Messwehr des Kunstgrabens oberhalb des Oberen Großhartmannsdorfer Teiches sowie innerhalb dreier Röschen zwischen dem Großhartmannsdorfer Großteich und dem Konstantin Teich entnommen (s. Karte Anhang A) und auf Samen der Arten der Teichbodenvegetation untersucht. Das Gefälle der Röschen ist gering und so beträgt die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit in allen Röschen etwa 1 m/s bei Normalbetrieb (mündl. Auskunft Herr Wagner, RWA).

An 7 Standorten wurden 2007 Sedimentproben entnommen. Im Labor wurde jeweils eine homogene Suspension hergestellt, aus der 50 ml entnommen und die Feststoffe anschließend absedimentiert wurden. Im nächsten Arbeitsschritt wurde das Volumen des Feststoffgehaltes bestimmt und die komplette Teilprobe wurde dem Siebspülverfahren nach BERNHARDT (1993) unterzogen. Nach Lufttrocknung der jeweiligen Siebfraktionen erfolgte das Durchsuchen nach Samen bzw. Früchten unter dem Stereomikroskop bei 30-facher Vergrößerung (MEIBNER 2010). Die enthaltenen Samen wurden separiert und anhand der vorhandenen Vergleichssammlung (PETZOLD 2002) sowie u. a. mittels BEIJERINCK (1947), HANF (1999), CAPPERS et al. (2006) und BOJNANSKY & FARGASOVA (2007) bestimmt.

8.2.4 Diasporenbankanalysen in nicht vernetzten Gewässern hinsichtlich der möglichen Existenz einer Ausbreitung über Wasservögel

In der Literatur wird die Ausbreitung der Samen der typischen Arten der Zwergbinsengesellschaften über Wasservögel propagiert (vgl. Tabelle B1 im Anhang). Da zwischen dem Großhartmannsdorfer Großteich und den zwei Helbigsdorfer Teichen ein reger Wechsel von Wasservögeln stattfindet (mündl. Mitteilung Fachgruppe Ornithologie Freiberg), wurden vom Inselteich und Großteich Helbigsdorf Sedimentproben hinsichtlich des Auftretens von Samen typischer Teichbodenarten in der Diasporenbank analysiert.

8.2.5 Analysen zur anthropogenen Samenausbreitung über an Stiefeln haftendem Substrat

2009 war der Dittmannsdorfer Teich von Mitte April bis Ende Juni teilentleert und die typische Teichbodenvegetation hatte sich entwickelt. Im Rahmen der Exkursion zur Tagung der Arbeitsgemeinschaft sächsische Botaniker am 14.06.2009 wurde ein Großexperiment durchgeführt. Die Exkursionsteilnehmer wurden direkt durch die Flächen mit den Teichbodengesellschaften, deren Arten zum Großteil das Stadium der Samenreife erreicht hatten, geführt. Anschließend wurden die Stiefel von 42 Personen vor Ort mit Wasser und Bürste gereinigt. Das in Plastikbehältern aufgefangene Sediment wurde im Labor mittels des Siebspülverfahrens (Kap. 7.2.2 a) aufbereitet und aus den Siebfraktionen >250 bis 500 µm sowie >500 bis 1000µm das komplette Samenmaterial ausgelesen, bestimmt und gezählt.

8.3 Ergebnisse

8.3.1 Überstauungsversuche

Bei den Aquarienüberstauungsversuchen schwammen Samen von *Coleanthus subtilis*, *Gnaphalium uliginosum* und *Limosella aquatica* auf (Abb. 15), wohingegen die Samen von *Littorella uniflora* durch die Überstauung nicht an die Wasseroberfläche transportiert wurden (Darstellung aller Daten s. MEIBNER 2008).

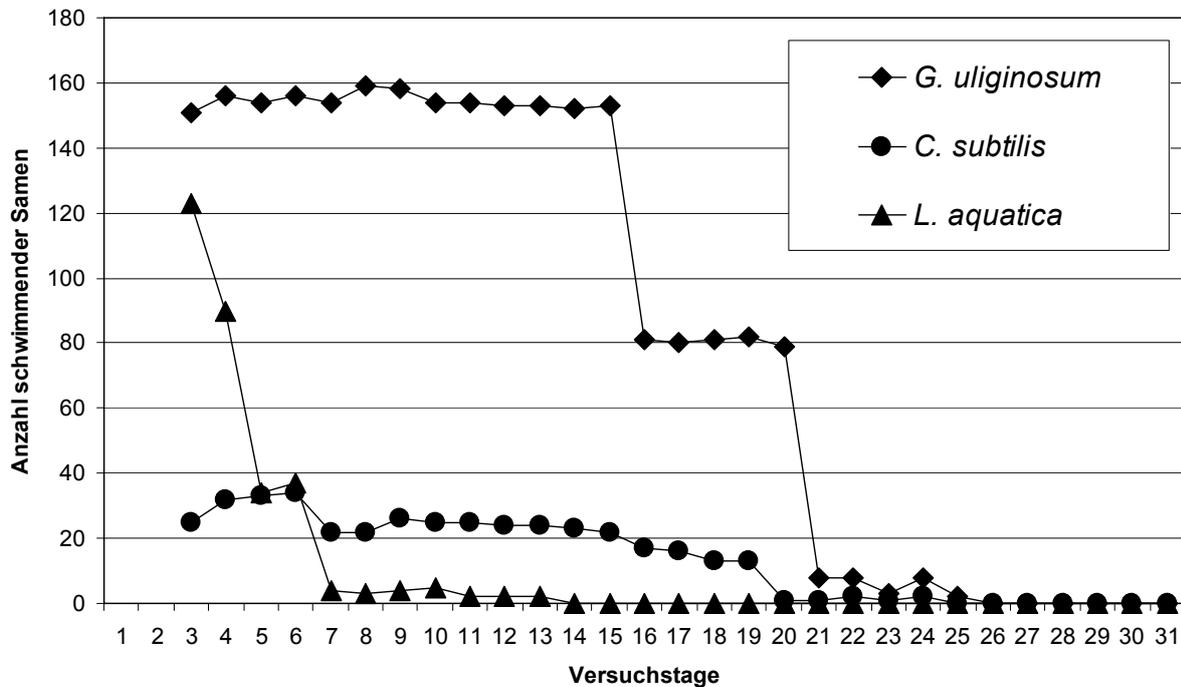


Abb. 15: Darstellung der Anzahl an der Wasseroberfläche schwimmender Diasporen (summiert über 3 Aquarien) der Überstauungsversuche in Abhängigkeit von der Versuchsdauer.

Mit dem Überstau wurden von den 3 in Abb. 15 betrachteten Arten eine zum Teil hohe Anzahl Samen an die Oberfläche getragen. Insgesamt wies *G. uliginosum*, dessen Samen einen Pappus besitzen, die höchste, *C. subtilis* die niedrigste Anzahl an schwimmenden Samen auf. Dies entspricht den Einschätzungen der ersten beiden Versuchstage, an denen für *G. uliginosum* und *L. aquatica* jeweils eine hohe und für *C. subtilis* im Vergleich dazu eine deutlich niedrigere Anzahl an Samen beobachtet wurde. Im Verlaufe des Versuches nahm die Anzahl schwimmender Samen bei allen 3 Arten ab, wobei der Beginn der Abnahme der Anzahl schwimmender Samen zwischen den Arten variiert: Während bei *G. uliginosum* die Anzahl schwimmender Samen bis zum 15. Tag relativ konstant war, nahm bei *L. aquatica* die Anzahl der Samen bereits nach dem 3. Versuchstag sehr schnell ab. Bei *C. subtilis* nahm nach einem Maximum am 6. Versuchstag die Anzahl schwimmender Samen kontinuierlich ab.

8.3.2 Schwimm-Sink-Versuche

(a) Schwimmdauer der Samen

Wie bereits im 2. Zwischenbericht (JOHN 2007a) dargestellt, ergaben sich bei den Schwimm-Sink-Versuchen über 365 Tage für die Samen von *Coleanthus subtilis* und *Gnaphalium uliginosum* eine vergleichbar hohe Schwimmfähigkeit. Während bei diesen beiden Arten das Absinken der Samen über die Versuchszeit relativ langsam und vergleichsweise konstant erfolgte, sanken die Samen von *Limosella*

aquatica und von *Littorella uniflora* in den ersten Tagen sprunghaft und waren bereits nach 173 Tagen bzw. 21 Tagen abgesunken (Abb. 16). Von *C. subtilis* und *G. uliginosum* schwammen nach einem Jahr noch mehr als 25 % der ursprünglich aufgestreuten, nachweislich keimfähigen Samen an der Wasseroberfläche.

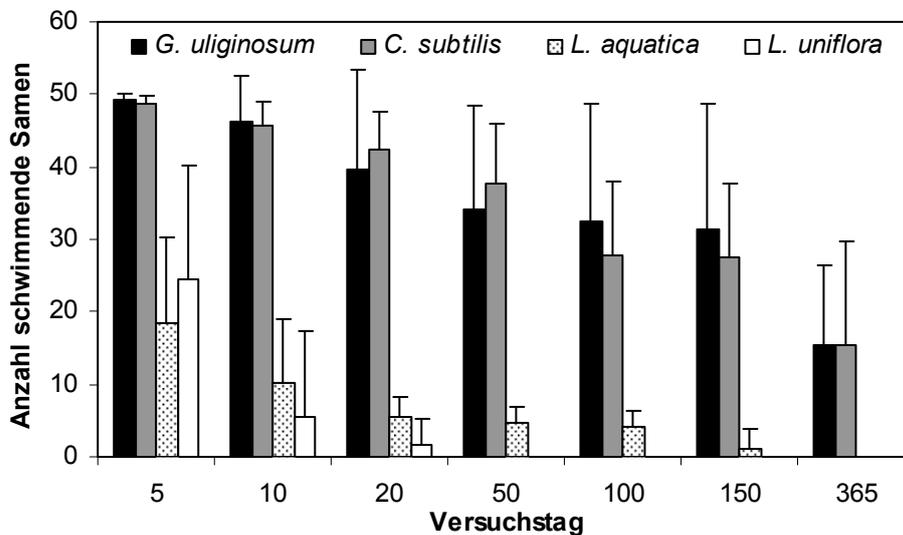


Abb. 16: Ergebnisse der Schwimm-Sink-Versuche.

Vergleich der mittleren Anzahl schwimmender Samen von 50 eingesetzten Samen nach 5, 10, 20, 50, 150, 250 und 365 Tagen Versuchsdauer, Fehlerbalken sind Standardabweichungen (bei *L. uniflora* n = 5, sonst n = 4).

(b) Bedeutung des spezifischen Gewichts und der Samenstruktur für die Schwimmdauer

Um den Einfluss des Gewichts der Samen auf deren Schwimmfähigkeit zu analysieren, wurde mit Hilfe der Samenmaße (vgl. Tabelle B-1 im Anhang) und der ermittelten Gewichte für die je 50 in den Schwimm-Sink-Versuchen eingesetzten Samen das spezifische Samengewicht für jede Art errechnet. Allerdings kann dieser Wert nur als eine Abschätzung angesehen werden, denn das errechnete Volumen entspricht dem eines Zylinders und von daher nur in Annäherung der realen Form eines Samens und bei der Bestimmung des Gesamtgewichtes wurden, soweit vorhanden, die Spelzen mit gewogen. Nach der vorgenommenen Abschätzung ist das spezifische Gewicht der kleinen Samen von *C. subtilis* und *G. uliginosum* am höchsten und das der größten Samen von *L. uniflora* am niedrigsten. Demnach schwimmen nicht die größten Samen mit dem niedrigsten Gewicht am längsten, sondern die kleineren Samen mit einem hohen spezifischen Gewicht. Demnach müssen für die Schwimmfähigkeit der Samen andere Kriterien als das Gewicht eine Rolle spielen.

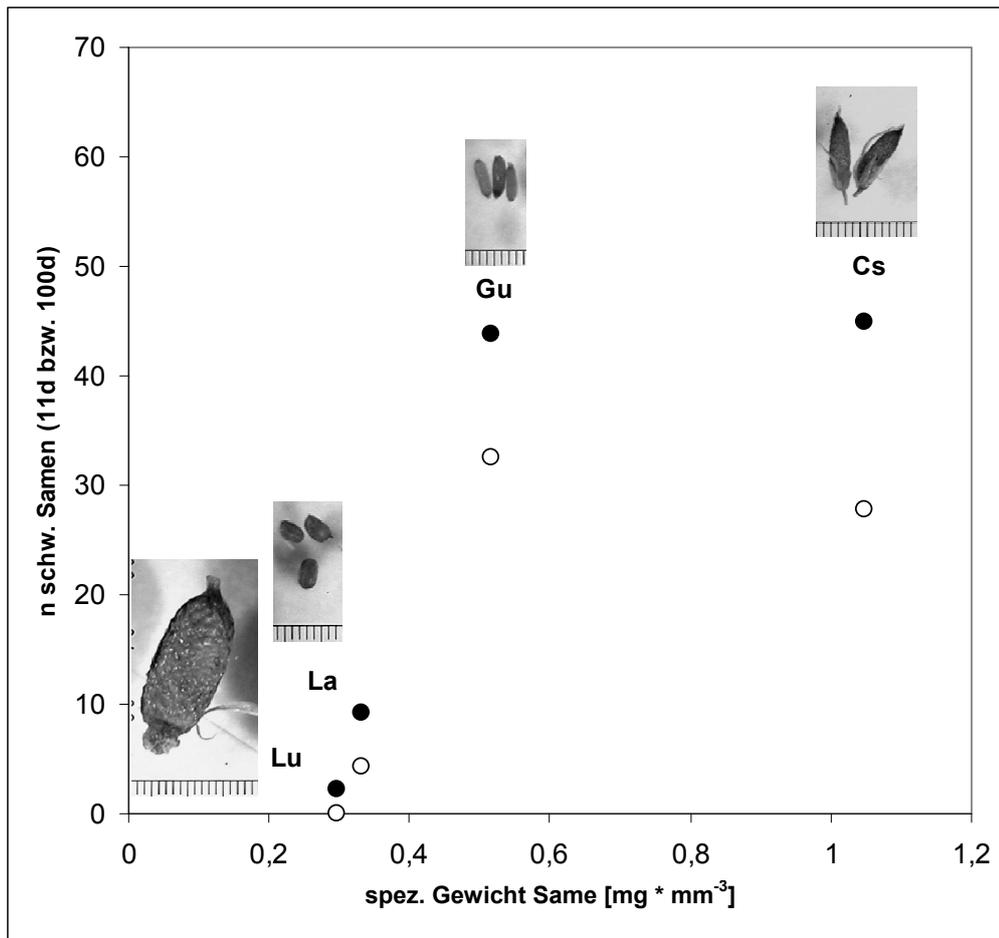


Abb. 17: Schwimmfähigkeit in Abhängigkeit vom spezifischen Gewicht der Samen bei den vier untersuchten Pflanzenarten.

Angegeben ist die Anzahl n schwimmender Samen nach 11 Tagen (schwarzer Punkt) und 100 Tagen (Kreis) für *Littorella uniflora* (Lu), *Limosella aquatica* (La), *Gnaphalium uliginosum* (Gu) und *Coleanthus subtilis* (Cs); 1 Teilstrich = 0,1 mm.

Daher soll untersucht werden, ob die Schwimmdauer der Samen von ihrer Gesamtstruktur und Oberfläche abhängig ist. Bei den Schwimmversuchen wurden für die kleinen Samen von *C. subtilis* Luftbläschen unter den Spelzen beobachtet, die die Schwimmfähigkeit der Samen offensichtlich begünstigten. Die Samen von *G. uliginosum*, die über eine lange Schwimmfähigkeit verfügten, weisen eine feinwarzige bzw. glatte Oberfläche auf. Die im Versuch eingesetzten Samen wiesen keinen Pappus mehr auf. Es kann aber angenommen werden, dass sich ein solcher Pappus auf die Dauer der Schwimmfähigkeit der Samen positiv auswirkt. Die Samenoberfläche von *L. aquatica* ist rau, was sich offensichtlich nachteilig auswirkt und zu einer verkürzten Schwimmdauer führte. Die Samen von *L. uniflora* wiesen insgesamt die geringste Schwimmfähigkeit auf. Der Vergleich von Samen mit und ohne Spelze zeigte, dass sich nach diesen Versuchen die Spelze eher negativ auf die Schwimmfähigkeit auswirkte (MEIBNER 2008). Damit kann die These, dass sich unter einer Spelze ein kleiner Luftfilm bildet, der sich auf die Schwimmfähigkeit positiv auswirkt, für diese Art nicht bestätigt werden. Vielmehr muss angenommen werden, dass die Spelze das Gewicht der Samen erhöht, wodurch ein frühzeitiges Absinken der Samen offensichtlich begünstigt wird.

Die Schwimmdauer der Samen als ein wichtiges Kriterium zur Abschätzung des hydrochoren Ausbreitungspotenzials ist demnach für *C. subtilis* und *G. uliginosum* am höchsten und nimmt über *L. aquatica* zu *L. uniflora* stark ab. Für eine lange Schwimmdauer der Samen scheint insbesondere die Oberflächenstruktur, weniger die Größe der Samen oder das spezifische Gewicht von entscheidender Bedeutung zu sein.

8.3.3 Samennachweise im Wasserkörper und auf der Wasseroberfläche

Die Beprobung des Wasserkörpers des Dittmannsdorfer Teiches erfolgte ab 26.06.2007 bis zum 04.09.2007 im wöchentlichen Rhythmus, so dass 13 Probetermine vorliegen (Tabelle 23). Vor dem Wiederanstau des Teiches zwischen dem 09.07. und 15.07.2007 konnten an den 4 Probeterminen keine Samen der Teichbodenvegetation im Wasserkörper nachgewiesen werden, dies gelang erst nach dem Beginn des Wiederanstaus. Über 7 Wochen hinweg konnten dann an allen Probeterminen zahlreiche Samen verschiedener Arten nachgewiesen werden. Im Vergleich zur Wassersäule (416 Samen) wurden auf der Wasseroberfläche mit 145 Samen deutlich weniger Samen belegt. Insgesamt am häufigsten wurden Samen von *Rorippa palustris* (396 Samen) nachgewiesen, *Limosella aquatica* als Charakterart der Zwergbinsenbestände konnte im Vergleich dazu mit 4 Samen eher selten belegt werden.

Tabelle 23: Ergebnisse der Kescherproben des Wasserkörpers (erste Zahl) und der Wasseroberfläche (zweite Zahl) des Dittmannsdorfer Teiches aus 2007.

Dargestellt sind nur die Samennachweise von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften (grau hinterlegt) und hochsteten Begleitern (weiß) (verändert nach MEIBNER 2008).

Art	abgesenkt			Wiederanstauphase					Vollstau				
	26.06.	30.06.	05.07.	11.07.	17.07.	23.07.	30.07.	02.08.	07.08.	13.08.	20.08.	24.08.	04.09.
<i>L. aquatica</i>	0/0	0/0	0/0	0/0	1/0	0/3	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>J. bufonius</i>	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>G. uliginosum</i>	0/0	0/0	0/0	15/1	5/16	2/1	0/0	0/0	9/0	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>E. acicularis</i>	0/0	0/0	0/0	3/1	2/1	1/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>R. palustris</i>	0/0	0/0	0/0	0/0	7/2	42/36	6/1	10/0	185/9	60/15	0/0	0/0	23/0
<i>A. aequalis</i>	0/0	0/0	0/0	0/0	2/5	8/6	1/0	1/0	2/0	1/11	0/0	0/0	0/0
<i>P. lapatifolium</i>	0/0	0/0	0/0	7/0	1/22	13/1	1/0	3/3	0/0	2/0	0/0	0/0	0/0
Summe	0/0	0/0	0/0	25/0	19/47	68/59	8/1	14/3	196/9	63/26	0/0	0/0	23/0

8.3.4 Samennachweise im Auslass

Die Beprobung des Auslasses mit der Fangeinrichtung erfolgte in der Zeit vom 30.06.2007 bis 04.09.2008 wöchentlich, wobei an 3 Terminen (13.08., 24.08. und 04.09.2007) aufgrund zu hoher Durchflussmengen und der damit einhergehenden Gefahr des Zerreißen der Gaze auf eine Beprobung verzichtet wurde.

Insgesamt konnten 10 Samen typischer Teichbodenarten mit der Fangeinrichtung im Grundablass nachgewiesen werden (Tabelle 24). Die ersten Nachweise gelangen in der 3. Woche nach Beginn des Wiederanstaus. Am häufigsten wurden Samen von *Rorippa palustris* nachgewiesen. Diese Art ist ein hochsteter Begleiter der Teichbodenvegetation und kam häufig auf den trocken gefallen Teichbodenflächen fruchtend vor.

Tabelle 24: Übersicht der Samennachweise am Grundablass des Dittmannsdorfer Teiches aus 2007.

Bei den grau hinterlegten Arten handelt es sich um Charakterarten der Teichbodengesellschaften, bei den anderen Arten um hochstete Begleiter (verändert nach MEIBNER (2008), s. dort auch Berechnung des Wasservolumens).

Datum	abgesenkt		Wiederanstauphase						Vollstau			
	30.06.	05.07.	11.07.	17.07.	23.07.	30.07.	02.08.	02.08.	07.08.	07.08.	20.08.	20.08.
Messzeit	5'	5'30"	5'	5'	4'	5'	5'	5'	5'	5'	4'50"	4'50"
Filtriertes Wasservolumen [m ³ /Messzeit]	23,5	19,2	13,5	10,1	17,6	16,6	16,0	16,0	16,0	16,0	13,0	13,0
<i>J. bufonius</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>G. uliginosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>R. palustris</i>	0	0	0	0	0	1	1	4	1	0	0	0
Summe Samen	0	0	0	0	0	1	2	4	3	0	0	0

8.3.5 Samenbank im Kunstgraben- und Röschensystem

Aus den 7 Sedimentproben aus den Kunstgräben und Röschen konnten insgesamt 41 Samen von mehreren Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften der Freiburger Bergwerksteiche nachgewiesen werden (Tabelle 25). Alle Nachweise stammen aus der Müdisdorfer Rösche und der Verbindungsrösche (s. Karte im Anhang A), für die weiter oberhalb liegenden Probenahmestellen gelang dagegen kein Nachweis von Samen dieser Arten. Von *L. aquatica* und *C. subtilis* konnten insgesamt 9 bzw. 1 Samen nachgewiesen werden. Die Samen von *C. subtilis* und *L. aquatica* aus der Verbindungsrösche stammen vermutlich aus dem Oberen Großhartmannsdorfer Teich und müssen bis zum Probenahmepunkt über mindestens 14 km transportiert worden sein. Die Samen aus der Müdisdorfer Rösche stammen von 3 Probenahmestellen, deren wahrscheinliche Sameneintragsquelle der Großhartmannsdorfer Großteich ist. Die Samen legten damit eine Entfernung zwischen 4 bis knapp 6 km zurück.

Tabelle 25: Anzahl nachgewiesener Samen von für die Teichbodenvegetation charakteristischen Arten in Sedimentproben aus verschiedenen Röschen (verändert nach MEIBNER (2010))

Art	Müdisdorfer Rösche	Verbindungsrösche
<i>Coleanthus subtilis</i>	0	1
<i>Limosella aquatica</i>	1	8
<i>Elatine hydropiper</i>	1	0
<i>Elatina triandra</i>	0	4
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	0	2
<i>Gypsophila muralis</i>	0	4
<i>Hypericum humifusum</i>	0	2
<i>Juncus bufonius</i>	6	10
<i>Eleocharis acicularis</i>	1	1
Summe pro Rösche	9	32

Insgesamt bestätigen die Samennachweise im Kunstgraben- und Röschensystem die These, dass sich die Arten der Teichbodenvegetation auf hydrochorem Weg ausbreiten können. Hochrechnungen von MEIBNER (2010) gehen davon aus, dass sich in 1 m³ Sediment aus dem Röschensystem zwischen 150.000 und 770.000 Samen der Arten der Teichbodenvegetation befinden können.

8.3.6 Weitere Hinweise für hydrochore Ausbreitung

Weitere Hinweise für eine hydrochore Samenausbreitung lieferten die Diasporenbankanalysen im Rothbacher Teich (Kap. 7.3.6). Die Probenahmestelle 3 im Rothbacher Teich, in deren Sediment ein Samen von *Coleanthus subtilis* nachgewiesen wurde, lag in der Nähe des Kunstgraben-Zulaufes. Der oberhalb im System nächstgelegene Teich mit gut etablierter Teichbodenvegetation ist der Großhartmannsdorfer Großteich. Die Länge der Kunstgräben und Röschen zwischen beiden Teichen, über die der Samen eingetragen worden sein könnten, beträgt ca. 7 km.

8.3.7 Existenz anderer Ausbreitungsmechanismen – mögliche Ausbreitung über Wasservögel

Die Sedimentprobe vom Inselteich Helbigsdorf enthielt in den mittels Siebspülverfahren (Kap. 7.2.2a) gewonnenen Fraktionen 1000-500 und 500-250 µm ausschließlich Samen von Arten, die in der aktuellen Teichbodenvegetation dieses Teiches (Kap. 7.3.2, vgl. GOLDE 2007) vorkommen. Die Charakterarten *L. aquatica* bzw. *J. bufonius* konnten mit 1 bzw. 3 Samen in der untersuchten Probe gefunden werden. Von den hochsteten Begleitarten der Zwergbinsengesellschaften der Freiburger Bergwerksteiche war *Alopecurus aequalis* mit 39 Samen vertreten. Als Besonderheit der Teichbodenvegetation des Helbigsdorfer Inselteichs tritt hier der Fremde Ehrenpreis (*Veronica peregrina*) auf. Dieser konnte auch in der Samenbank mit 4 Exemplaren nachgewiesen werden.

Mit den mittels Ausstreichverfahren (Kap. 7.2.2(b)) analysierten Sedimenten des benachbarten Großteichs Helbigsdorf wurde kein Nachweis seltener Teichbodenarten erbracht. Auch eine sonst häufige Charakterart wie *Gnaphalium uliginosum* wurde nur mit zwei Exemplaren in einer der 32 Proben belegt.

Die Existenz einer Ausbreitung über Wasservögel konnte damit insbesondere für *Coleanthus subtilis* nicht nachgewiesen werden, sie kann jedoch auch nicht ausgeschlossen werden.

8.3.8 Existenz anderer Ausbreitungsmechanismen – Potenzial der Ausbreitung über Stiefel

Die Analysen zur anthropogenen Samenausbreitung über an Stiefeln haftendem Substrat ergaben, dass die Artenzusammensetzung in der Stiefel-Diasporenbank sehr gut die reale Vegetation des untersuchten Dittmannsdorfer Teiches widerspiegelt. Es konnten Samen von 9 Charakterarten sowie 4 hochsteten Begleitern der Zwergbinsengesellschaften der Freiburger Bergwerksteiche in sehr großer Zahl identifiziert werden (Tabelle 26).

Tabelle 26: Anzahl der nachgewiesenen Samen in an Stiefeln von insgesamt 42 Personen haftenden Sedimenten.

Taxa in der Stiefelsamenbank	Samen insgesamt	Samen pro Person im Mittel	potenziell keimfähige Samen pro Person
Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften			
<i>Coleanthus subtilis</i>	2346	56	17
<i>Elatine hydropiper</i>	2582	61	18
<i>Limosella aquatica</i>	8013	191	57
<i>Peplis portula</i>	354	8	3
<i>Gypsophila muralis</i>	657	16	5
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	1076	26	8
<i>Juncus bufonius</i>	16313	388	117
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	23747	565	170
<i>Eleocharis acicularis</i>	2451	58	18

Taxa in der Stiefelsamenbank	Samen insgesamt	Samen pro Person im Mittel	potenziell keimfähige Samen pro Person
Hochstete Begleiter			
<i>Rorippa palustris</i>	726	17	5
<i>Alopecurus aequalis</i>	150	4	1
<i>Polygonum lapatifolium</i>	20	0	0
<i>Juncus effusus</i>	1122	27	8
Sonstige Begleiter und Zufällige			
<i>Callitriche spec.</i>	1529	36	11
<i>Chenopodium polyspermum</i>	97	2	1
<i>Epilobium hirsutum</i>	17	0	0
<i>Epilobium cf. angustifolium</i>	328	8	2
<i>Rumex obtusifolius</i>	1	0	0
<i>Silene spec.</i>	2	0	0
<i>Betula pubescens</i>	7	0	0
<i>Scirpus sylvaticus</i>	194	5	1
<i>Carex spec.</i>	63	2	0
<i>Thypha spec.</i>	11	0	0
Poaceae	32	1	0
Oosporen von Armelechthermalgen	22	1	0

Die Keimfähigkeit der ausgelesenen Samen wurde zwar nicht getestet, doch kann aus den Keimfähigkeitstests, die im Zusammenhang mit den Analysen zum Einfluss des Bespannungsregimes auf die Diasporenbank durchgeführt wurden (Kap. 7.3.6), eine minimale Keimrate von 30 % im Falle der Charakterarten abgeschätzt werden. Davon ausgehend hätte jeder Exkursionsteilnehmer zwischen 3 (*Peplis portula*) und 170 (*Gnaphalium uliginosum*) keimfähige Samen je Charakterart transportiert. Beachtet werden muss jedoch, dass die Stiefel in diesem Versuch direkt am Ufer des Teiches abgebürstet wurden. Über potenzielle Ausbreitungsdistanzen können daher keine Aussagen getroffen werden.

8.4 Diskussion

Sowohl die Schwimm-Sink-Versuche im Labor (Kap. 8.2.1) als auch die Samennachweise im Wasserkörper (Kap. 8.2.2) und im Röschensystem (Kap. 8.3.5) belegen, dass die Samen der Arten der Teichbodenvegetation eine gute Schwimmfähigkeit aufweisen und auf hydrochorem Weg Strecken von bis zu 14 km zurücklegen können. Dabei kann offensichtlich die Schwimmfähigkeit der Samen über mehrere Wochen und zumindest im Labor auch über mehrere Monate erhalten bleiben. Im Becherglas im Laborversuch schwammen die Samen von *C. subtilis* und *G. uliginosum* (Abb. 16) sogar mindestens ein Jahr. Eine vergleichbare Schwimmdauer auf der Wasseroberfläche im Freiland ist allerdings aufgrund der vermutlich teilweise stärkeren Störungen (Wind, Wellenschlag, Verdriftung in Richtung Ufer) als die im Labor durch Rühren simulierten, als eher unwahrscheinlich einzustufen.

Die Ergebnisse der 2007 durchgeführten Überstauungsversuche im Labor und der Kescherproben im Dittmannsdorfer Teich (JOHN 2007a) zeigen, dass durch den Anstau insbesondere in den ersten 3 bis etwa 14 Tagen zahlreiche Samen von *C. subtilis*, *G. uliginosum* und *L. aquatica* an die Oberfläche bzw. in den Wasserkörper gelangen (*C. subtilis* nur im Laborversuch). Somit sind für die Ausbreitung auf hydrochorem Weg offensichtlich insbesondere die ersten Wochen nach Wiederanstau relevant. Im Grundablass

konnten zwar nur wenige Samen (Tabelle 24) nachgewiesen werden, allerdings ist hierbei zu beachten, dass der Ablass jeweils nur über einen sehr kurzen Zeitraum beprobt werden konnte. Eine Ausbreitung über diesen Weg kann daher als realistisch eingeschätzt werden. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Ausbreitung über den Grundablass weniger wahrscheinlich ist als über einen Überlauf. Im Vergleich zu den Kescherproben (Wasserkörper, Wasseroberfläche) wurde über die Fangeinrichtung im Grundablass vermutlich eine wesentlich größere Menge an Wasser auf Samen beprobt und trotzdem wurden erheblich weniger Samen nachgewiesen.

Im Röschensystem werden die Samen aufgrund der Fließbewegung des Wassers vermutlich weniger auf der Oberfläche schwimmend verbreitet, sondern vielmehr im Wasserkörper mitgerissen. Die Analysen von MEIBNER (2010) ergaben, dass Samennachweise insbesondere in Substrat gelangen, welches eine feine Körnung aufwies, so dass für diese Streckenabschnitte eine eher niedrige Fließgeschwindigkeit anzunehmen ist. Unter Berücksichtigung dieses Aspekts lässt sich ableiten, dass die Verbreitung der Samen durch zumindest einmalige Ereignisse mit hohem Durchfluss in der Rösche begünstigt werden kann. Die in den Röschen gefundenen Samen wiesen teilweise oberflächliche Schäden auf. Nicht geklärt werden konnte, welche Keimraten diese transportierten Samen noch aufweisen.

Indizien für einen Sameneintrag über Kunstgräben und Röschen in einen Teich lieferten die Diasporenbankuntersuchung am Rothbacher Teich. Im Zulaufbereich des Kunstgrabens wurde ein Samen von *Coleanthus subtilis* nachgewiesen (Kap. 7.3.2), obwohl die Art dort zuvor noch nie beobachtet wurde.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass zumindest für die Vorkommen im Erzgebirge die Vernetzung der Teiche und die hydrochore Ausbreitung der Arten offensichtlich eine hohe Bedeutung für den Erhalt der Arten haben. Aus diesem Grund sollte die vorhandene Vernetzung der Gewässer über Kunstgräben und Röschen auf jeden Fall auch künftig aus Naturschutzsicht erhalten bleiben. Eine Ausbreitung gewässerwärts kann auf diesem Wege allerdings nicht erfolgen und in anderen Vorkommensgebieten wie beispielsweise der Lausitzer Teichregion können mit Hilfe der hydrochoren Ausbreitung alleine die Vorkommen nicht erklärt werden. Auch lange Distanzen zum Beispiel zur Besiedlung neuer Gebiete können mit einer hydrochoren Ausbreitung vermutlich nicht überwunden werden, sondern hierfür ist ein Transport der Samen durch Sumpf- und Wasservögel, wie in der Literatur von HEJNÝ (1969) und VON LAMPE (1996) beschrieben, wesentlich wahrscheinlicher. Zusätzlich wurden Indizien für die Ausbreitung der Arten durch den Menschen gefunden.

8.5 Zusammenfassung

Die Verbreitung insbesondere von *Coleanthus subtilis* im Erzgebirge ist eng an über ein Kunstgraben- und Röschensystem verbundene Gewässer der Revierwasserlaufanstalt gebunden, was auf eine hydrochore Ausbreitung schließen lässt. Schwimm-Sink-Versuche im Labor zeigten, dass von typischen Vertretern der Teichbodenvegetation die Samen mindestens bis zu einem Jahr schwimmfähig sind. Samenfänge im Wasserkörper und auf der Wasseroberfläche nach Wiederanstau eines mit Arten der Teichbodenvegetation besiedelten Gewässers erbrachten zahlreiche Samenfänge, insbesondere nach den ersten 3 bis etwa 14 Tagen nach Beginn des Anstaus. Der Nachweis von Samen im Grundablass dieses Gewässers bei Wiederanstau gestaltete sich zwar aufgrund des hohen Durchflusses und der schnellen Verstopfung der Fangeinrichtung als schwierig, trotzdem konnten 10 Samen nachgewiesen werden. Auch der Nachweis von Samen der Arten der Teichbodenvegetation in Sedimenten aus dem Röschensystem, welche nachweislich mindestens 14 km transportiert wurden, deutet auf ein hohes Potenzial für die hydrochore Ausbreitung dieser Arten im Vorkommensgebiet des Erzgebirges hin.

9 Erprobung und naturschutzfachliche Erfolgskontrolle von durchgeführten Entwicklungsmaßnahmen

9.1 Einleitung

Unter Entwicklungsmaßnahmen wird hier allgemein die Zustandsverbesserung bzw. Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation verstanden, die in Teilgebieten des Systems erprobt wurden. Zustandsverbesserungen beziehen sich dabei vorrangig auf die Teilpopulationen und sind deshalb individuell auf jedes Gewässer anzupassen. Da die Gewässer für negative Einflüsse meist ein „langes Gedächtnis“ besitzen, dauert es oft Jahre bis Jahrzehnte, bis sich beispielsweise Nährstoffeinträge und pH-Wert-Änderungen neutralisiert haben (z.B. KALBE 1997). Solche Entwicklungsmaßnahmen müssen daher langfristig angelegt werden und konnten in der Projektlaufzeit nur bedingt erprobt werden.

Hinsichtlich der Strandlingsgesellschaften besteht eine Möglichkeit zur Erprobung einer Zustandsverbesserung in einer Veränderung des Fischbestandes, insbesondere einer Reduzierung grünelnder Fische. Sowohl empirische Beobachtungen als auch Freilanduntersuchungen deuten auf einen direkten Zusammenhang zwischen Fischbestand und Gewässervegetation hin (z.B. AVNIMELECH et al. 1999). Die Hypothese ist, dass im Substrat grünelnde Fische die Nährstofffreisetzung aus dem Substrat erhöhen und damit die Phytoplanktonproduktion beschleunigen, welche wiederum das für den Strandling verfügbare Licht dezimiert und sich somit negativ auf dessen Vitalität auswirkt. Stimmt diese Hypothese und können andere gravierende Nährstoffeinträge (z.B. Landwirtschaft) ausgeschlossen werden, sollte sich bereits im Folgejahr nach der Reduzierung des Anteils grünelnder Fische eine merkliche Verbesserung dahingehend einstellen, dass zum einen die Pflanzen eine höhere Vitalität aufweisen (mehr Licht → mehr Photosynthese) und zum anderen die Bestände infolge verbesserter vegetativer Reproduktion (Ausläuferbildung) durch Flächenzuwachs und höhere Dichte gekennzeichnet sind. Infolge der wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen und der fehlenden Kooperationsbereitschaft des Fischereipächters war die Erprobung derartiger Entwicklungsmaßnahmen an den Gewässern mit starkem Rückgang der Strandlingsgesellschaften (Großteich Großhartmannsdorf, Hüttenteich Berthelsdorf, Kap. 7.2.7) in der Projektlaufzeit nicht möglich. Da empirische Beobachtungen darauf hinwiesen, dass eine Zustandsverbesserung von Strandlingsgesellschaften an Gewässern mit stärkerer Trübung auch nach Wasserspiegelabsenkungen eintrat, wurde alternativ eine entsprechende Entwicklungsmaßnahme am Berthelsdorfer Hüttenteich erprobt.

Entwicklungsmaßnahmen in Richtung Flächenvergrößerung der Lebensraumtypen beziehen sich vorrangig auf das Ziel, neue Flächen/Gewässer für die Ansiedlung von Teichbodenvegetation zu erschließen oder Diasporenpotenziale in lange Zeit nicht entleerten Teichen zu aktivieren. Aufbauend auf den Ergebnissen der Voruntersuchungen, insbesondere zum Vorkommen der Arten in der realen Vegetation sowie der Diasporenbankanalysen der Substrate (vgl. Kap 7.3.1 und 7.3.2), wurden der Bierwiesenteich und der Rothbächer Teich für die Durchführung von Entwicklungsmaßnahmen ausgewählt. Ziel war es, die entsprechenden Teiche unter Einhaltung festgelegter Kriterien (Zeitpunkt, Menge, Dauer u.ä.) teilzuentleeren und anschließend die freigelegten Gewässerböden hinsichtlich Keimung und Etablierung der Arten als Erfolgskontrolle zu erfassen.

Als zusätzliche Erfolgskontrolle hinsichtlich der erzielten Zustandsverbesserung der Teichbodenvegetation schloss sich am Bierwiesenteich eine erneute Diasporenanalyse nach der Maßnahmedurchführung an. Da die Maßnahme am Rothbächer Teich zum Berichtszeitpunkt noch nicht abgeschlossen war, muss eine entsprechende Kontrolle zukünftigen Untersuchungen im Rahmen des FFH-Gebietsmanagements vorbehalten bleiben.

9.2 Entwicklungsmaßnahmen zur Zustandsverbesserung der Strandlingsgesellschaften am Beispiel des Berthelsdorfer Hüttenteichs

9.2.1 Ableitung und Durchführung der Maßnahme

Die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Ansprüchen von *Littorella uniflora* (Kap. 7.3.7) zeigten, dass eine Zustandsverbesserung der Strandlingsbestände nur durch eine Reduzierung der Wassertrübung zu erreichen ist. Die Wassertrübung in den Teichen wurde vorrangig durch Phytoplankton hervorgerufen (SIELAND et al. 2008), welches offensichtlich durch erhöhte Nährstoffgehalte im Wasser begünstigt wird (JOHN 2007a). Die Auswertung der Wasserbeschaffenheitsdaten, die von der LTV für den Zeitraum von 1999 bis 2008 zu Verfügung gestellt wurden, ergab, dass sich die Wasserqualität in den Zuläufen im Verlauf der Jahre verbessert hat (nicht dargestellt). In den Teichen selbst sowie in den jeweiligen Ausläufen ist jedoch im gleichen Zeitraum eine Verschlechterung im Sinne eines Anstiegs der Nährstoffkonzentrationen zu verzeichnen. Da sich bzgl. der Gewässerumfeldnutzung keine erkennbaren Veränderungen ergeben haben, deuten die Ergebnisse auf gewässerinterne Anreicherungsprozesse hin.

Beim gemeinsamen Treffen mit der LTV im Februar 2008 wurden diese Ergebnisse diskutiert und mögliche Ursachen der Wasserqualitätsverschlechterung erörtert. In den letzten Jahren bis Jahrzehnten hat sich laut Aussage der LTV die Vereisungsdauer der Teiche stark verkürzt, so dass sogar z. T. die winterliche Stagnationsphase ganz ausfiel. Die Folgen sind u. a. durchschnittlich höhere Wassertemperaturen, die zu einer erhöhten und zeitlich verlängerten Bioaktivität (einschließlich Fische) und damit Nährstoffmobilisierung führen. Darüber hinaus wäre die Verkürzung von Trockenperioden mit damit einhergehender Faulschlammanreicherung eine weitere denkbare Ursache. Da eine möglichst geringe Trübung auch für die Gewährleistung der Wasserqualität bei der Brauchwasserbereitstellung von Bedeutung ist, ist die Trübungsreduzierung im Sinne der LTV. Gemeinsam wurden verschiedene Möglichkeiten der Trübungsreduzierung in der Praxis vor dem Hintergrund einer ökonomischen Bewirtschaftungsweise erörtert sowie geeignete Maßnahmen und Gewässer für die Erprobung ausgewählt.

Aufgrund des gravierenden Rückgangs der Strandlingsrasen am Berthelsdorfer Hüttenteich wurden Absprachen zur Teilentleerung getroffen, zumal dort auch beobachtet wurde, dass die Vitalität von *L. uniflora* bei niedrigerem Wasserstand höher war als bei länger anhaltendem hohen Wasserstand (Kap. 7.3.7). Die Teilentleerung des Berthelsdorfer Hüttenteichs wurde ab Ende März 2008 durchgeführt.

9.2.2 Methoden der Erfolgskontrolle

In der Phase der Teilentleerung des Berthelsdorfer Hüttenteiches wurde kontrolliert, ob sich die Strandlingsbestände regenerieren konnten. Dazu wurde das Ufer vollständig abgescritten und nach Individuen von *L. uniflora* gesucht. Darüber hinaus wurden die Zwergbinsengesellschaften dokumentiert.

9.2.3 Ergebnisse der Erfolgskontrolle

Wie bereits geschildert (Kap. 7.3.7) fand keine Regeneration der Strandlingsgesellschaften statt. Vermutlich war der permanent hohe Wasserspiegel 2007 mit hohen Wassertrübungen bereits ausreichend, um die 2006 noch beobachteten Exemplare (TAUTENHAHN & SIELAND 2007, SIELAND et al. 2008) nachhaltig zu schädigen. In der Phase der Teilentleerung haben sich die Zwergbinsengesellschaften gut entwickelt und die Individuen von *C. subtilis* haben zumindest teilweise das Stadium der Samenreife erreicht. Aufgrund eines Gewitters mit starken Regenfällen um Berthelsdorf Anfang Juni konnte der niedrigere Wasserstand nicht länger gehalten werden. Mitte Juni wurden, als Anzeichen der nicht vollständig abgeschlossenen Samenreife, aufschwimmende Sprosse von *C. subtilis* mit festhaftenden grünen Samen beobachtet.

9.3 Entwicklungsmaßnahmen zur Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation – Teilentleerung Bierwiesenteich

9.3.1 Ableitung und Durchführung der Maßnahme

Entwicklungsmaßnahmen in Richtung Flächenvergrößerung der Lebensraumtypen beziehen sich unter anderem darauf, neue Flächen/Gewässer für die Ansiedlung von Teichbodenvegetation zu erschließen. Für die Erprobung einer solchen Maßnahme wurde 2007 der Bierwiesenteich ausgewählt (Karte A1; JOHN 2007a). Über das Vorkommen von Arten der Teichbodenvegetation in diesem Teich war mit Ausnahme von *Littorella uniflora* (Nachweise im bespannten Zustand: Kap. 7.3.1) nichts bekannt. Somit war zu klären, ob sich in diesem Teich die typische Teichbodenvegetation, insbesondere die Zwergbinsengesellschaften, ausbilden und ob ein geregeltes Bespannungsregime für diesen Teich empfehlenswert wäre. Die Teilentleerung des Bierwiesenteichs wurde ab Mitte April 2008 durchgeführt.

9.3.2 Methoden der Erfolgskontrolle

Zur naturschutzfachlichen Erfolgskontrolle wurde neben der Entwicklung der spezifischen Teichbodenvegetation (s. Kap. 9.3.3(a)) auch die Besiedelung der trocken gefallen Teichbodenbereiche durch wirbellose Tiere (epigäische Invertebratenfauna) untersucht (s. Kap. 9.3.3(c))

(a) Erfassung der Entwicklung der Teichbodenvegetation

Zu Beginn und gegen Ende der Teilentleerung des Bierwiesenteiches wurden flächendeckende Vegetationskartierungen der offenen Teichbodenflächen sowie der angrenzenden Ufersäume durchgeführt, wobei die einzelnen Pflanzengesellschaften abgegrenzt und ihre charakteristischen Arten aufgenommen wurden (WINKLER 2010.). Zur Ansprache der Gesellschaften wurde die Vegetationstabelle von GOLDE (2000) zu Grunde gelegt. Für die Bestimmung der von den jeweiligen Kartiereinheiten eingenommenen Flächen wurde das Geographische Informationssystem ArcGIS 9.2 eingesetzt. Auf 6 Dauerbeobachtungsflächen erfolgte über 10 Termine hinweg mit Hilfe eines Zählrahmens (Länge Innenkanten 100 cm, 100 Felder) die Dokumentation der Vegetationsentwicklung (WINKLER 2010), d.h. der Artenzusammensetzung, der Individuenanzahlen, der Gesamtdeckung und der Wuchshöhen.

(b) Analyse der Diasporenbank

Um über die erfolgreich entwickelte Vegetation hinaus (s. Punkt a) den längerfristigen Erfolg der Teilentleerung des Bierwiesenteiches auch mit Daten zu den Auswirkungen auf die Diasporenbank dokumentieren zu können, wurde 2009 eine entsprechende Kontrolluntersuchung durchgeführt. Dazu wurden mittels eines Stechzylinders (Durchmesser 20 cm, Einstechtiefe 7 cm) 2 Sedimentproben zu je 2 l entnommen, im Labor von groben Pflanzenteilen und Steinen befreit und unter Zugabe von ca. 2 l Wasser gleichmäßig durchmischt. Aus diesen über 2 Tage absedimentierten Suspensionen wurden jeweils 2 Teilproben á 200 ml entnommen. Jeweils eine dieser 2 Teilproben wurde dem Siebspülverfahren nach BERNHARDT (1993) unterzogen (Siebe 1000, 500, 250 und 125 µm) (Kap. 7.2.2 (a)).

Die Probenahmestellen umfassten zum einen eine bereits im Vorjahr beprobte Stelle (Kap. 7.3.2), die sich durchgehend unter Wasser befand, und zum anderen eine Stelle die 2008 freigefallen war und auf der sich typische Arten der Teichbodenvegetation bis zur Samenreife entwickelt hatten.

(c) Methoden zur Erfassung der epigäischen Fauna

Neben der Entwicklung der Vegetation und der Diasporenbank wurde auch die Besiedelung der durch die Wasserabsenkung trocken gefallen Teichbodenabschnitte des Bierwiesenteiches durch Tiere untersucht (WICHE 2009), wobei sich die Analysen auf die epigäische (auf der Bodenoberfläche aktiven) Invertebratenfauna beschränkten. Zur Erfassung der wirbellosen Tiere auf nicht oder nur wenig

bewachsenem Substrat (Sand, Schlamm, Kies etc.) wurde eine 30 cm hohe Transportbox aus Kunststoff (0,56*0,37m) mit einer Fläche von 0,2 m² 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 3 Minuten mittels eines Exhaustors direkt in Probengläschen aufgenommen. Ergänzend wurden auf den stark bewachsenen Bereichen Kescherproben entnommen. Die Erfassung erfolgte an zwei Terminen im Sommer der Teichentleerung (15.07.2008 und 18.08.2008) zum einen entlang von drei Transekten unterschiedlichen Untergrunds (Sand, Schlamm, Steine) von der aktuellen Wasserlinie bis zur Uferlinie bei Vollstau sowie auf ausgewählten Substraten (z.B. trockener und feuchter Sand, Schlamm, Kies, Schotter etc.). Auf jeder Probestelle wurde der Wassergehalt des Bodens in Vol % 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 bestimmt.

9.3.3 Ergebnisse der Erfolgskontrolle

Die Teilentleerung des Bierwiesenteichs wurde ab Mitte April 2008 durchgeführt. Dabei sank die Wasserstandslinie bis Mitte Mai, wodurch die Wasserfläche ab- und die frei gefallene Fläche des Teichbodens zunahm, die sukzessive durch Teichbodenvegetation besiedelt wurde (Abb. 18, Tabelle 27).



Abb. 18: Vegetationsentwicklung am Bierwiesenteich im Zuge der Teilentleerung 2008. (Fotos H. John).

(a) Erfolgskontrolle anhand der Entwicklung der Teichbodenvegetation

Bereits von Beginn an war eine größere Fläche (141 m²) der offenen Teichbodenfläche des Bierwiesenteiches von *Littorella*-Beständen besiedelt (Abb. 18b, Tabelle 27, Karten in Anhang D), deren ausdauernde Arten auch unter Wasser existent sind und bereits vor der Wasserstandsabsenkung präsent waren. Neben dem Strandling (*Littorella uniflora*) war *Eleocharis acicularis* ein typischer Vertreter. Ende August, kurz vor dem Wiederanstau des Teiches, besiedelten diese Bestände allerdings eine deutlich kleinere Fläche. Im Gegensatz dazu wiesen die Zwergbinsengesellschaften erhebliche Flächenzuwächse

auf (Abb. 18c und d, Tabelle 27). Typisch für diese Gesellschaften sind Arten wie *Limosella aquatica*, *Gnaphalium uliginosum*, *Juncus bufonius*, *Rorippa palustris* und *Alopecurus aequalis*. *Coleanthus subtilis* konnte während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 27: Flächengrößen ausgewählter Vegetationseinheiten auf den frei gefallenen Teichbodenflächen des Bierwiesenteiches an zwei Untersuchungsterminen zu Beginn und Ende der Wasserstandsabsenkung.

	Fläche [m ²]		
	4. Juni	29. August	Differenz
Wasserfläche mit Zuläufen	6.348,3	5.976,2	-372,12
<i>Littorella uniflora</i> -Dominanzbestand	108,6	68,3	-40,3
<i>Littorello-Eleocharitetum acicularis</i>	31,9	12,6	-19,3
<i>Eleocharis acicularis</i> -Dominanzbestand	132,4	163,5	31,1
Isoëto-Nanojuncetea (Zwergbinsengesellschaften) – typische Ausprägung	171,0	1.121,4	950,4
<i>Limosella aquatica</i> -Dominanzbestand	6,5	0,0	-6,5
<i>Polygonum amphibium</i> -Gesellschaft	0,0	123,1	123,1
<i>Callitriche palustris</i> -Dominanzbestand	8,8	0,0	-85,8
<i>Bidens</i> -Gesellschaft	41,3	181,3	139,0
<i>Typha latifolia</i> -Dominanzbestand	0,0	169,2	169,2
unbesiedelte Fläche	1307,56	407,96	-899,6

Die Dokumentation der Vegetationsentwicklung der Dauerflächen weist für die beiden erfassten Strandlingsbestände über die Beobachtungsdauer hinweg konstante Deckungswerte auf (Abb. 19).

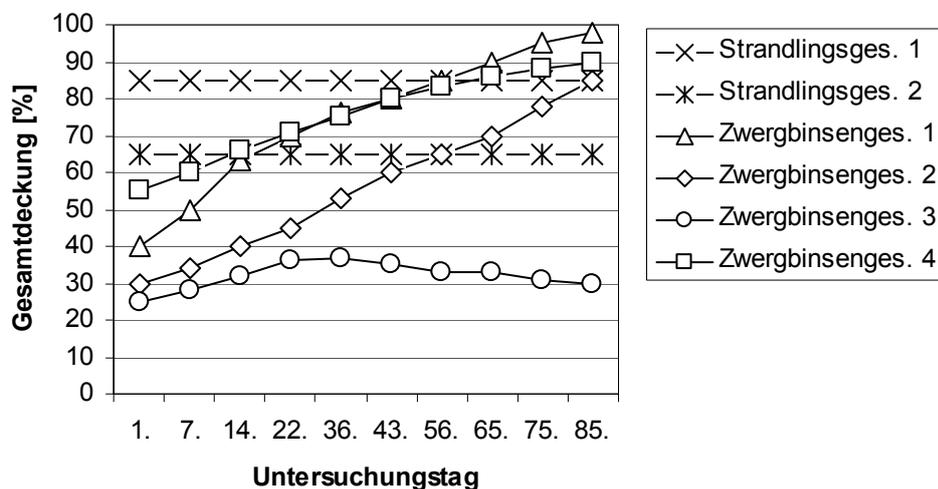


Abb. 19: Entwicklung der Gesamtdeckung auf den Dauerbeobachtungsflächen des Bierwiesenteiches ab dem 1. Untersuchungstermin (etwa 5 Wochen nach Absenken des Wasserstandes)

Auf 3 Dauerflächen mit Arten der Zwergbinsengesellschaften nahm bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes die Vegetationsdeckung zu was, entsprechend den Kartierergebnissen, deren fortschreitende Entwicklung verdeutlicht. Auf einer Fläche mit Arten der Zwergbinsengesellschaften starben ab dem 11.7.2008 zahlreiche Individuen des dominanten Schlammlings (*Limosella aquatica*) ab,

was zu einem Rückgang der Gesamtdeckung führte (Abb. 19). Die Art durchlief sehr rasch ihren gesamten Lebenszyklus, wobei die ersten reifen Samen ca. 8 Wochen nach Beginn der Maßnahme zu beobachten waren (Kap. 7.3.5). Danach setzte der Absterbeprozess ein (WINKLER 2010). Diese Entwicklung deckt sich mit Beobachtungen von GOLDE (2000) am Oberen Großhartmannsdorfer Teich.

(b) Erfolgskontrolle der Verbesserung der Diasporenbank

Ein Vergleich der Resultate der Probenahmestelle B2 von 2008 mit 2009 verdeutlicht eine, wenn auch geringe Zunahme hinsichtlich der nachweisbaren Diasporen von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften (Tabelle 28). Während 2008 keine Charakterarten in der Diasporenbank enthalten waren, konnten 2009 Samen von 3 Arten gefunden werden. Die neu beprobte Stelle (B5), an der sich 2008 die Arten der Zwergbinsengesellschaften reichlich und bis zur Samenreife entwickelt hatten, zeigte gegenüber der Stelle B2 um ein Vielfaches höhere Gehalte an Samen der Charakterarten.

Tabelle 28: Anzahl nachgewiesener Diasporen von Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften und höchsteten Begleitern.

Die Daten sind bezogen auf ein Probenvolumen von 200 ml. (B2 – Probenahmestelle die 2008 im Zuge der Entwicklungsmaßnahme nicht trocken fiel und die sowohl 2008 als auch 2009 im überstauten Zustand beprobt wurde; B5 – Probenahmestelle lag 2008 trocken und Arten der Zwergbinsengesellschaften waren bis zur Samenreife entwickelt, Beprobung 2009 im überstauten Zustand).

Beprobungsstelle	B2	B2	B5
Zeitpunkt der Probenahme	6.2008	6.2009	6.2009
Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften			
<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
Hochstete Begleiter			
<i>Alopecurus aequalis</i>	250	0	134
<i>Rorippa palustris</i>	25	0	33
<i>Juncus effusus</i>	0	344	285

So lässt sich schlussfolgern, dass an den Stellen, an denen sich die Arten der Zwergbinsengesellschaften bis zur Samenreife entwickeln können, eine Auffrischung bzw. Anreicherung der Diasporenbank stattfindet. Bereiche, die permanent unter Wasser sind und sich in der Nähe von Stellen mit gut entwickelter Teichbodenvegetation befinden, profitieren ebenfalls von einer Wasserspiegelabsenkung, doch in weitaus geringerem Umfang. Vermutlich bleibt im Zuge des Wiederanstaus ein Großteil der neu gebildeten Samen im Umkreis der Mutterpflanzen liegen und nur wenige Samen werden Richtung Teichmitte transportiert.

(c) Erfolgskontrolle anhand der Besiedelung der trocken gefallen Teichböden durch wirbellose Tiere

Bodenfeuchte: Abb. 20 zeigt den Verlauf der Bodenfeuchtigkeit (Wassergehalt in %) auf den trocken gefallen Teichbodenflächen entlang der untersuchten drei Transekte jeweils von der aktuellen Wasserlinie zur Uferlinie bei Vollstau. Die gemessenen Feuchtigkeitswerte auf den Aufnahmeflächen mit Sand und Schlamm (Abb. 20a, b) unterschieden sich an den beiden Terminen und auch untereinander nur geringfügig. Die Steinflächen (Abb. 20c) konnten in der Zeit zwischen den beiden Erfassungsterminen durch die vergleichsweise geringe Kapillarität und Feldkapazität offenbar stärker austrocknen als Sand-

und Schlammflächen, da die Werte des 2. Termins deutlich unter denen des 1. Termins lagen (Abb. 20c). Zusätzlich muss wegen der unregelmäßigen Verteilung der Steine auf den Flächen von einer sehr heterogenen Feuchtigkeitsverteilung im Boden ausgegangen werden.

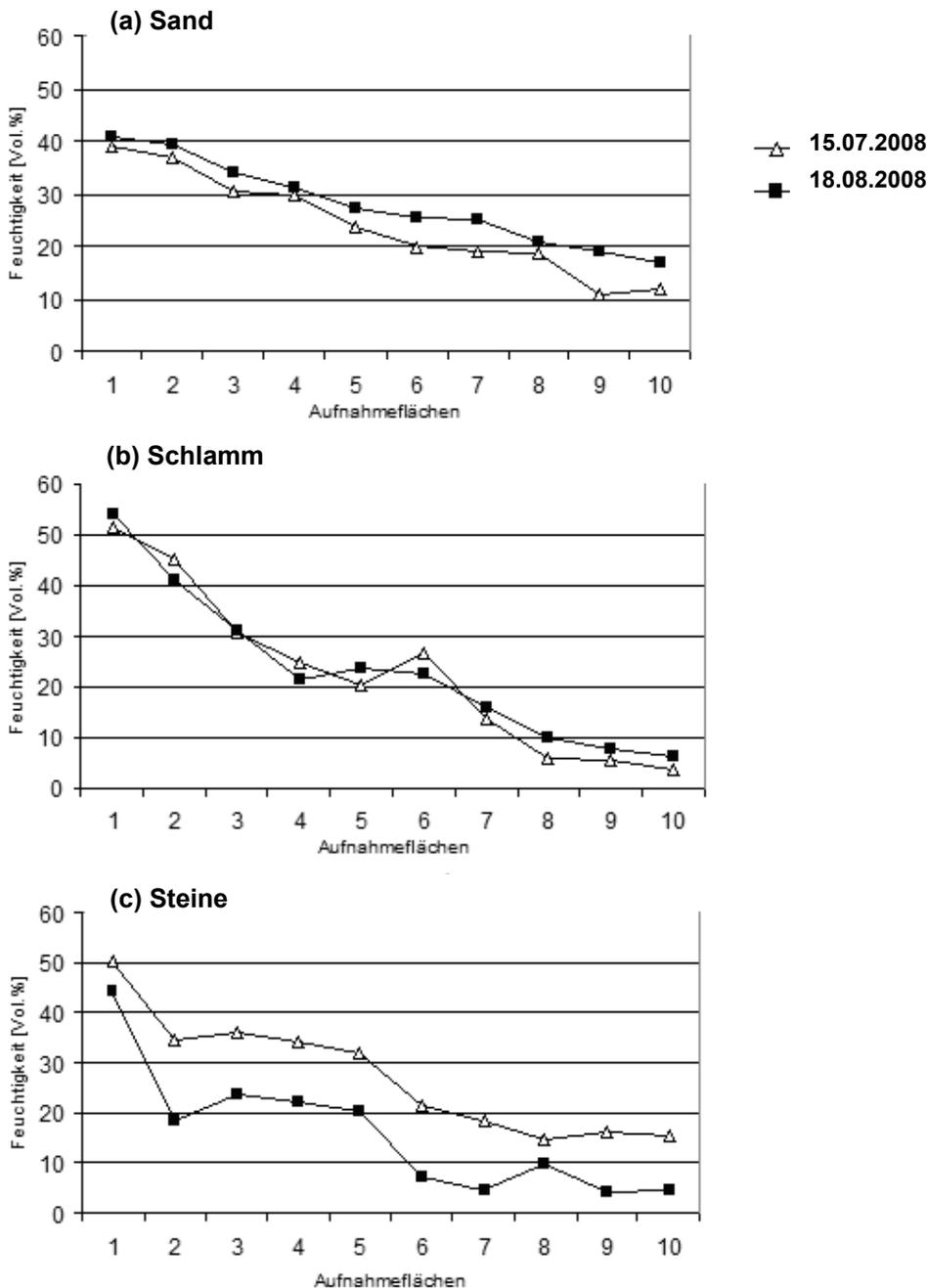


Abb. 20: An beiden Terminen gemessene Feuchtigkeitswerte des Bodens auf den Aufnahmeflächen der Transekte mit (a) Sand, (b) Schlamm und (c) Steinen.

Besiedelung durch Tiere: Es konnten insgesamt 566 Tiere aus 24 Familien erfasst werden. Von den erfassten Artengruppen wurden die Laufkäfer (Carabidae), Wanzen (Heteroptera), Zikaden (Auchenorrhyncha) und Heuschrecken (Saltatoria) anhand von Literaturangaben ökologisch-faunistisch ausgewertet. Dabei konnte ein komplexes System von Standortfaktoren identifiziert werden, die maßgebliche Einflüsse auf das Vorkommen und die Häufigkeit der epigäischen Invertebratenfauna auf den trocken gefallen Teichbodenflächen haben. Als Schlüsselfaktoren konnten strukturelle und mikroklimatische Faktoren, besonders die Substratfeuchtigkeit, identifiziert werden. Andere Standortfaktoren wie Substrattyp und

Vegetationsdeckung können die Makrofauna direkt über die Bildung von Habitatstrukturen und das Nahrungsangebot beeinflussen oder indirekt über die Bodenfeuchtigkeit wirken. In Abb. 21 ist die Einordnung der 21 nachgewiesenen Arten entsprechend ihrer Präferenzen bzgl. Hauptlebensraumtyp und Feuchte dargestellt.

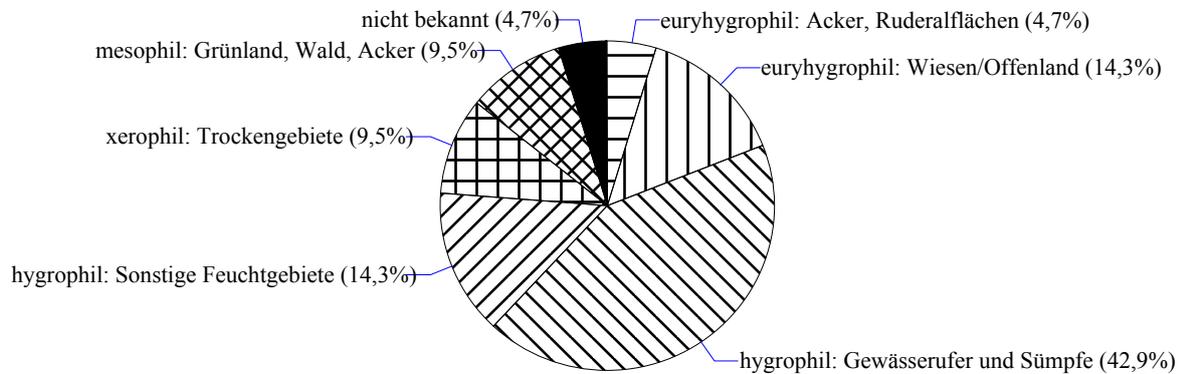


Abb. 21: Übersicht über die Hauptlebensraumtypen der Arten der Makrofauna unter Berücksichtigung der Feuchtigkeitspräferenzen.

Bei Betrachtung der ökologischen Eigenschaften der gefundenen Arten zeigt sich, dass – obwohl der Teich relativ isoliert inmitten größerer Grünlandbereiche liegt und die Besiedelungszeit relativ kurz war – eine ökologisch durchaus diverse Fauna mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen festgestellt werden konnte. So besteht der größte Teil der gefundenen Tiere aus hygrophilen Arten (Abb. 21), die meisten davon sind typische Bewohner von Gewässerufern und sonstigen Feuchtgebieten. Aufgrund der relativ starken Isolation des Teiches – die umgebenden Flächen werden ausschließlich landwirtschaftlich genutzt – kann davon ausgegangen werden, dass diese Tiere die bodenständige Fauna des ursprünglichen Infra- und Epilitorals des Teiches darstellen und sich nach der Absenkung des Wasserspiegels auf den trocken gefallen Flächen relativ schnell etablieren konnten. Arten wie *Agonum marginatum*, *Elaphrus riparius* (vgl. Abb. 22a) und *Saldula pallipes* (vgl. Abb. 22b) können zu dieser Gruppe gezählt werden.

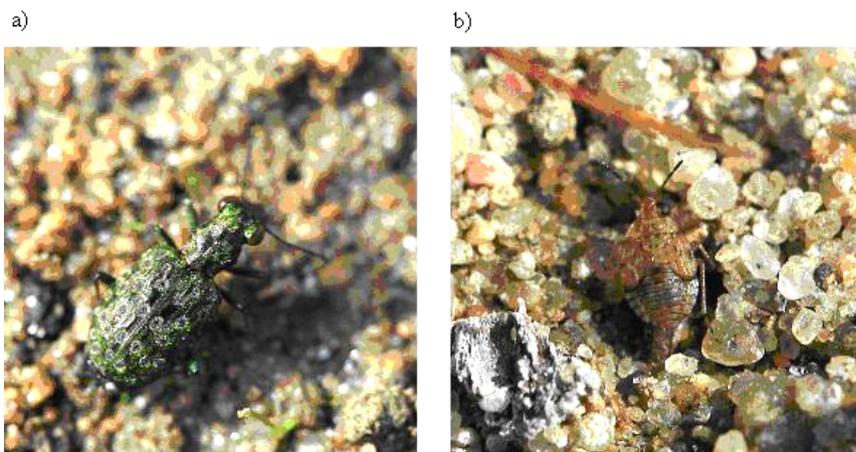


Abb. 22: Ausgewählte Vertreter der am Bierwiesenteich vorgefundenen Uferarten.
a) *Elaphrus riparius* (Laufkäfer, Carabidae), b) *Saldula*-Larve (Springwanzen, Saldidae) (Fotos: R. Achtziger).

9.4 Entwicklungsmaßnahmen zur Aktivierung von Diasporenbankpotenzialen – Totalentleerung Rothbacher Teich

9.4.1 Ableitung und Durchführung der Maßnahme

Aufgrund der Samenfunde typischer Teichbodenarten im Rothbacher Teich (Kap. 7.3.2) war davon auszugehen, dass dieser Teich, für den bisher keine Nachweise der Arten der Teichbodenvegetation vorlagen, das Potenzial zur Entwicklung einer entsprechenden Vegetation besitzt. Zur Aktivierung des Diasporenbankpotenzials und damit als Maßnahme zur Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation, wurde 2009 eine Wasserstandsabsenkung des Rothbacher Teiches mit der LTV abgestimmt. Im März 2010 wurde der Teich dann über einen längeren Zeitraum total entleert.

9.4.2 Methoden

2010 erfolgten mehrere Begehungen des Rothbacher Teiches im Zeitraum der Totalentleerung. Dabei wurde der Zeitpunkt des ersten Auftretens von Keimlingen dokumentiert und die weitere Entwicklung verfolgt. Zu dem Zeitpunkt, ab dem einzelne Vegetationseinheiten abgrenzbar waren, wurde eine Vegetationskartierung durchgeführt.

9.4.3 Ergebnisse der Erfolgskontrolle

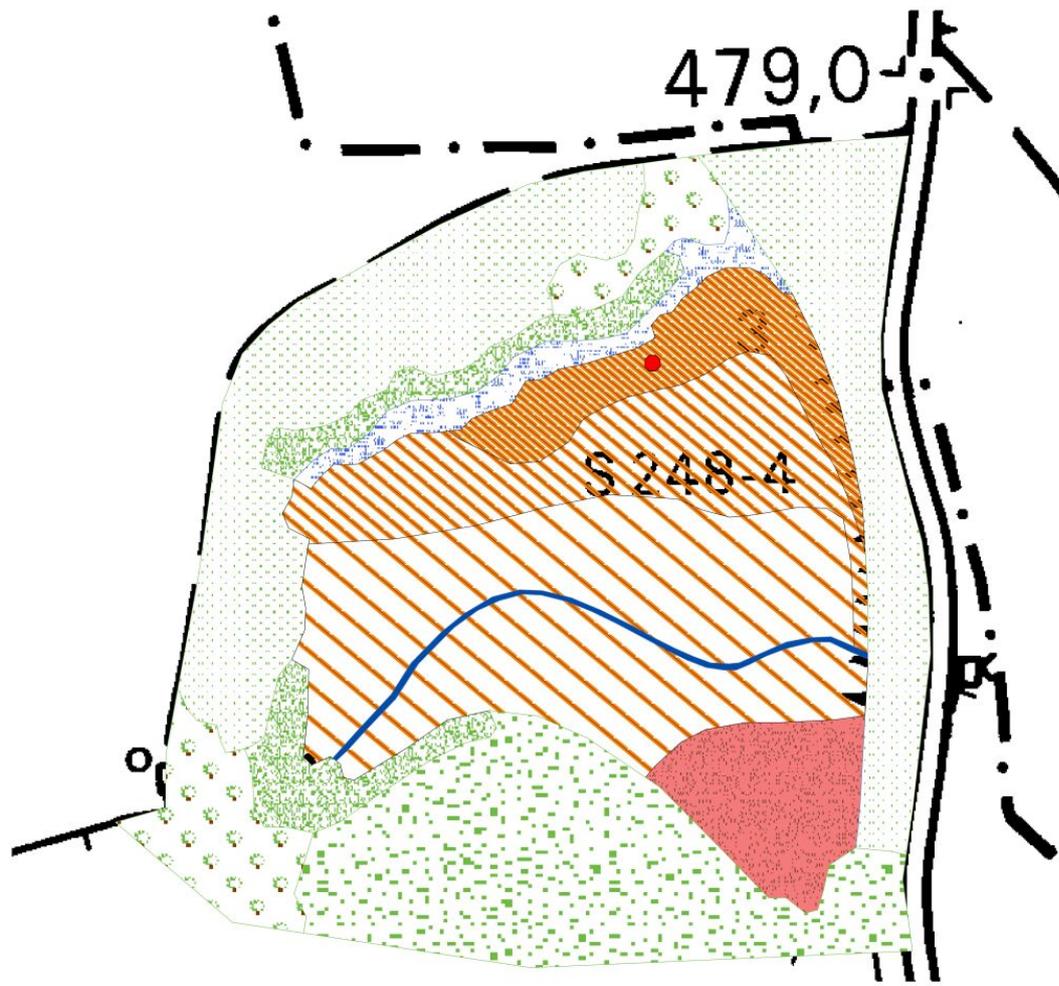
Im Zeitraum der Totalentleerung des Rothbacher Teiches konnte eine fragmentarische Ausprägung der typischen Zwergbinsengesellschaften (Isoëto-Nanojuncetea) gefunden werden. Diese zeichnete sich durch das Vorhandensein mehrerer Charakterarten aus (u. a. *Coleanthus subtilis*, *Elatine triandra*, *E. hydropiper*, *Limosella aquatica*), die jedoch nur vereinzelt und in wenigen Exemplaren am Teichgrund auftraten.

Nachdem 2008 bereits ein Samennachweis gelang (Kap. 7.3.2, S 51f.), konnte *C. subtilis* 2010 erstmals in der realen Vegetation des Rothbacher Teiches nachgewiesen werden. Der Teich wurde seit mindestens Ende der 1970er Jahre nicht mehr für längere Zeit abgelassen (vgl. Pegelstände in Abb. C2(h), Anhang C). Das spontane Auftreten der Art hier nach so vielen Jahren permanenter Bespannung spricht für den Eintrag von Samen über das Kunstgraben- und Röschensystem der RWA.

Vier aufblühende Pflanzen von *C. subtilis* wurden Ende Mai am nördlichen Ufer gefunden. Der Standort der Pflanzen befand sich auf sandig-grusigem Material etwa 20 m vor dem angrenzenden Röhrichtgürtel (vgl. Abb. 23). Die vier Pflanzen wuchsen jeweils einzeln in 4 bis 15 m Abstand zueinander. Die Suche nach der Art an anderen Stellen des Teichgrundes blieb erfolglos, dennoch kann das Vorhandensein weiterer Pflanzen nicht ausgeschlossen werden, da es unmöglich war, die verschlammten und vernässten Bereiche im Zentrum des Teiches zu betreten.

Beschreibung der Vegetationsentwicklung:

- 30. März: Teich vollständig abgelassen, noch keine Vegetationsentwicklung sichtbar
- 28. April: an abgetrockneten Uferstellen sind Keimlinge von Gräsern und Binsen sichtbar; Entwicklung vor allem von *Callitriche spec.* und *Ranunculus peltatus* in der Teichfläche
- 25. Mai: Aufblühende Pflanzen von *C. subtilis* und *L. aquatica* sowie Entwicklung dichter Binsenrasen am Nordufer, erste Pflanzen von *Elatine spec.*, *Gnaphalium uliginosum*, *Rorippa palustris* etc. sind diagnostizierbar
- 18. Juni: deutlich erkennbare Ausbildung einer Vegetationsabfolge gemäß dem Grad der Durchnässung und der Art der Sedimentauflage; *C. subtilis* ist im Aussamen bzw. Absterben begriffen.



Vegetation des Rothbacher Teichs (Aufnahme am 18. Juni 2010)

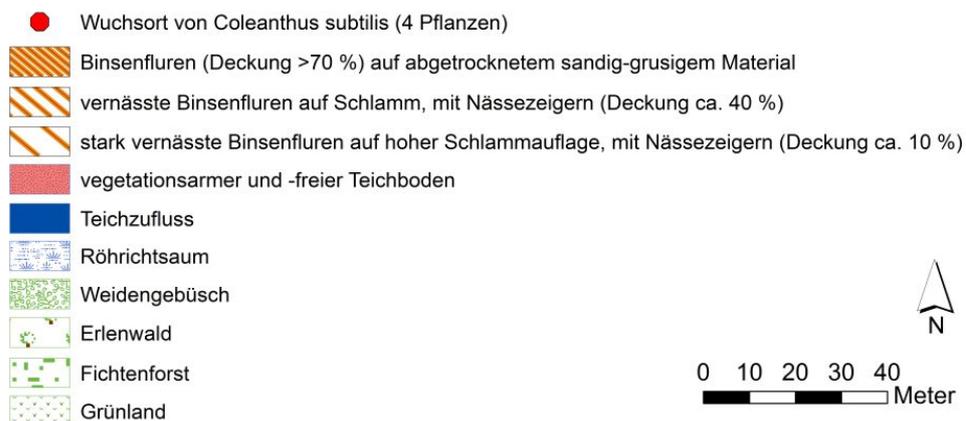


Abb. 23: Vegetationskarte des totalentleerten Rothbacher Teiches 2010 (Bearbeiter: M. Olias)

Eine grobe Abschätzung der sich entwickelnden Vegetationseinheiten erfolgte bei der Begehung des Teichgrundes am 18.6.2010. Die Ergebnisse sind in Abb. 23 dargestellt. Zu diesem Zeitpunkt zeigte sich eine Differenzierung besonders hinsichtlich des Grades der Vegetationsbedeckung:

- Völlig abgetrocknete sandig-grusige Flächen am Nordufer wiesen dichte Binsenfluren mit einem Deckungsgrad von 70 bis 100 % auf. In diesen Flächen traten die vier nachgewiesenen Pflanzen von *C. subtilis* auf, daneben auch mehrere Pflanzen von *L. aquatica* und *G. uliginosum*.

- Südlich daran grenzten vernässte Schlammflächen mit geringerer Vegetationsbedeckung von ca. 40% an. Auch hier dominierten Binsenrasen, in denen aber besonders Jungpflanzen von *Typha latifolia* die zukünftige Röhricht-Entwicklung andeuteten. Der Schlamm war in großen Teilen oberflächlich entwässert und wies Trockenrisse bis in ca. 30 cm Tiefe auf. Die Flächen waren mit Watstiefeln noch eingeschränkt begehbar. Auf dem oberflächlich abgetrocknetem Schlamm entwickelten sich in großer Zahl *Elatine*- und *Callitriche*-Polster sowie vereinzelt das Lebermoos *Riccia huebeneriana*.
- Bis zum Grundablass verlief ein etwa 1 m breiter Zuflussgraben. Beiderseits entwickelten sich lückige Binsenfluren (Deckung ca. 10 % der Gesamtfläche), in denen neben *T. latifolia* und Landformen von *R. peltatus* auch *Elatine spec.*, *Callitriche spec.*, *L. aquatica* und *G. uliginosum* vereinzelt auftraten. Die Flächen waren wegen hoher Sedimentauflage (deutlich über 50 cm) und Vernässung bis an die Oberfläche nicht begehbar.
- In der dem Überlauf nahegelegenen südöstlichen Teichfläche war keine deutliche Vegetationsentwicklung festzustellen. Es traten nur einzelne *Callitriche*- und *R.-peltatus*-Polster und gering deckende kleinwüchsige Binsen- und *Typha*-Bestände auf. In diesem Bereich waren zum Kartierungszeitpunkt noch größere flache Wasseransammlungen vorhanden.

9.5 Naturschutzfachliche Bewertung der Entwicklungsmaßnahmen

9.5.1 Maßnahme zur Zustandsverbesserung der Strandlingsgesellschaften

Die angestrebte Zustandsverbesserung der Strandlingsgesellschaften durch die Entwicklungsmaßnahme am Berthelsdorfer Hüttenteich wurde nicht erreicht. Infolge der starken Vorschädigung der Pflanzenbestände durch Trübung infolge starker Entwicklung des Phytoplanktons und anhaltend hoher Wasserstände in den Vorjahren (vgl. Abb. C-2j im Anhang) existierten zum Zeitpunkt der Maßnahme offensichtlich keine regenerationsfähigen Pflanzen von *Littorella uniflora* mehr im Gewässer. Funde einzelner Sämlinge belegen noch vorhandene Potenziale in der Diasporenbank. Nach derzeitigem Kenntnisstand konnten sich diese Sämlinge aber nicht etablieren. Als wahrscheinliche Ursache ist die durch ein Starkregenereignis bedingte verfrühte Überstauung der Sämlinge anzusehen. Durch erosionsbedingte Einschwemmungen von Boden aus dem natürlichen Einzugsgebiet des Teiches kam es zusätzlich zu einer starken Trübung des Wasserkörpers durch mineralische Partikel, die die Bedingungen für die Jungpflanzen zusätzlich verschlechterten. Die einmalige kurzfristige Wasserstandsabsenkung erwies sich damit im konkreten Fall als nicht ausreichend für die gewünschte Zustandsverbesserung der Strandlingsgesellschaften. Grundsätzlich wird die Methode ungeachtet der aufgetretenen Probleme als geeignet angesehen, um Strandlingsgesellschaften in Gewässern mit negativem Trübungseinfluss zu regenerieren und bei dauerhafter Anpassung des Bespannungsregimes auf einen 1-2(3)jährigen Absenkungszyklus langfristig zu erhalten. Häufige Wasserstandsabsenkungen würden zusätzlich den Faulschlammabbau in den Flachwasserzonen begünstigen und damit die Habitataignung für *L. uniflora* verbessern. Gegenwärtig müssen die Chancen für eine Regeneration der Strandlingsgesellschaften am Berthelsdorfer Hüttenteich jedoch als äußerst gering eingestuft werden, da mit dem Wechsel des Fischereipächters der Übergang zu einer aus Sicht der Erhaltungs- und Entwicklungsziele sehr problematischen Angelnutzung erfolgte (Kap. 11.4). Im Rahmen der Managementplanung gelangen hier nur sehr unbefriedigende Kompromisse, die im günstigsten Fall den Fortbestand der Zwergbinsengesellschaften gewährleisten können, aber keine Spielräume für die Regeneration der Strandlingsgesellschaften ermöglichen.

Einen positiven Effekt der Maßnahme stellte die Entwicklung der Zwergbinsengesellschaften zum Optimalzeitraum im Frühjahr/Frühsummer mit einem Massenaufreten von *Coleanthus subtilis* dar. Obwohl die Samenreife aufgrund des vorzeitigen Wiederanstaus nur teilweise abgeschlossen werden konnte, ist davon auszugehen, dass 6 Jahre nach der letzten flächenhaften Ausbildung dieses Vegetationstyps im Jahr 2002 wieder eine deutliche Auffrischung der Diasporenbank erfolgte.

9.5.2 Entwicklungsmaßnahmen zur Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation und zur Aktivierung von Diasporenbankpotenzialen

Die Ergebnisse der Vegetationskartierung und die Dokumentation der Vegetationsentwicklung auf Dauerbeobachtungsflächen am Bierwiesenteich zeigten, dass sich nach einer Teilentleerung sehr schnell eine typische Teichbodenvegetation entwickeln kann. Dabei wiesen bereits im bespannten Zustand vorhandene Bestände von *Littorella uniflora* konstante Deckungswerte (Abb. 19) auf und die Art konnte sehr schnell Blüten und anschließend Samen bilden (Kap. 7.2.6). Die für Teichböden typischen Zwergbinsengesellschaften konnten trocken gefallene Flächen kurzfristig besiedeln (vgl. Anhang D), entwickelten überwiegend dichte Vegetationsbestände und fruktifizierten erfolgreich (vgl. Kap. 7.3.5).

Im Ergebnis wurde die Diasporenbank durch die Teilentleerung aufgefrischt bzw. mit Samen angereichert. Besonders deutlich war dieser Effekt in Bereichen, in denen sich bei der Teilentleerung die Vegetation gut entwickelt hatte. Aber auch in permanent unter Wasser befindliche Zonen wurden im Zuge des Wiederanstaus offenbar Samen transportiert, wenn auch nur in geringerem Umfang.

Die Ergebnisse und ökologische Bewertung der auf den trocken gefallenen Teichbodenflächen festgestellten Fauna (WICHE 2009) zeigten, dass die nach der Wasserstandsabsenkung trocken gefallenen Teichbodenflächen rasch durch typische Feuchtbiotop- und Uferbewohner besiedelt wurden und somit wichtige und wertvolle Habitate darstellten. Durch die Absenkung des Wasserspiegels wurde damit nicht nur die Entwicklung der Teichbodenvegetation gefördert, sondern auch eine Erweiterung des (in der Regel räumlich eingeschränkten) Lebensraums für typische Feucht- und Uferarten erreicht.

Vergleichbar positive Ergebnisse zeigt die zum Berichtszeitpunkt noch laufende Maßnahme am Rothbacher Teich. Besonders bemerkenswert war das Auftreten von *C. subtilis* und anderen Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften, die erfolgreich fruktifizieren konnten. Nachdem *C. subtilis* bislang nur durch einen Samenfund in der Diasporenbank (Kap. 7.3.2) aus dem Gewässer bekannt war, konnte damit der Beleg für eine fortpflanzungsfähige Teilpopulation und das Vorkommen des Lebensraumtyps der Zwergbinsengesellschaften in der Teilfläche des SCI 3E „Freiberger Bergwerksteiche“ erbracht werden.

Für eine längerfristige Wirkung sind auch zukünftige gezielte Wasserstandsabsenkungen notwendig. Nach SOMMERHÄUSER (2005) ist für die Lebensgemeinschaften temporärer Gewässer besonders die Vorhersagbarkeit der Trockenphase der ökologisch entscheidende Parameter. Mit abnehmender Regelmäßigkeit des Trockenfallens dominieren in ephemeren Lebensräumen eher flexible Arten, die sich z.B. durch schnelle Generationsfolge an veränderte Bedingungen anpassen können, sowie unflexible Arten, die eher den permanenten Gewässern bzw. stabilen terrestrischen Lebensräumen zuzuordnen sind. Diese Zusammenhänge konnten durch die Erfassungen am Bierwiesenteich bestätigt werden (Kap. 9.3.3 (c)). Tritt das Trockenfallen der Flächen dagegen mit einer zyklischen Regelmäßigkeit auf und ist damit vorhersehbar, könnten sich nach SOMMERHÄUSER (2005) weiterhin auch Spezialisten etablieren, die mit ihrem Lebenszyklus an diese Veränderungen angepasst sind. Diese Arten sind naturschutzfachlich besonders relevant, weil sie durch ihre Spezialisierung in der heutigen Kulturlandschaft zunehmender

Gefährdung ausgesetzt sind. Das Erreichen dieses Förderzieles wäre damit naturschutzfachlich von besonderer Bedeutung.

So sind nach BLAB (1984) vegetationsarme Pionierfluren unverzichtbare Teilhabitate für gefährdete Tierarten (z.B. Spinnen, Käfer und Vögel) und daher besonders erhaltenswürdig. Einige Tagfalterarten sind beispielsweise auf freiliegende Substratflächen angewiesen, auf denen die Tiere an feuchten Stellen Mineralien aufnehmen können. Abb. 24 zeigt den am Bierwiesenteich festgestellten und in Deutschland besonders geschützten Großen Eisvogel (*Limenitis populi*) bei der Mineralienaufnahme auf einer feuchten Sandfläche.



Abb. 24: Großer Eisvogel (*Limenitis populi*) bei der Mineralienaufnahme auf einer feuchten Sandfläche am Bierwiesenteich (Foto: R. Achtziger).

Der Erhalt der Lebensraumtypflächen ist an die Dauer von Wasserstandsabsenkungen gekoppelt. Bei einer zu langen Absenkung können konkurrenzstarke Großröhrichte gefördert werden, die möglicherweise langfristig die Lebensraumtypfläche verkleinern (Kap. 7.3.6). Am Bierwiesenteich kam es zur Entwicklung neuer *Typha*-Bestände (Kap. 9.3.3 (a)), die in dieser Hinsicht als kritisch zu bewerten sind. Bei einem Ablassrhythmus von etwa 4 Jahren stellt dies aber eventuell ein untergeordnetes Problem dar, da vermutlich eine mehrjährige Überstauung von den Jungpflanzen nicht überstanden wird.

9.6 Zusammenfassung

Die naturschutzfachlich begründeten, gezielten Wasserstandsabsenkungen stellten schnell wirksame Entwicklungsmaßnahmen für die für Teichböden typische Flora und Fauna dar. Voraussetzung war jedoch eine entsprechende Planung, um einen günstigen saisonalen Zeitpunkt und eine ausreichende Dauer der Maßnahme zu gewährleisten. Erfahrungen der letzten Jahrzehnte zeigen, dass an nicht als Wasserspeicher bewirtschafteten Gewässern entsprechende geeignete Wasserspiegelabsenkungen in der Regel nicht zu erwarten sind.

Ein Teilziel, die Regeneration der Strandlingsgesellschaften am Berthelsdorfer Hüttenteich, konnte infolge des bereits weitgehenden Zusammenbruchs der Pflanzengesellschaft und des vorzeitigen Abbruchs der Maßnahme infolge eines Starkniederschlagsereignisses nicht erreicht werden. Als Erfolg dieser Maßnahme sind aber die reiche Entwicklung der Zwergbinsengesellschaften und die Auffrischung der Diasporenbankpotenziale anzusehen.

Das Ziel der Wasserstandsabsenkungen, d.h. die Entwicklung einer gebietstypischen Teichbodenvegetation, konnte auch an Gewässern erreicht werden, in denen diese in der Vergangenheit durch fehlende, zu kurze bzw. saisonal ungeeignete Trockenphasen nicht zur Ausbildung kam. Schon mit einmaliger, ausreichend langer Absenkung bis zur Samenreife konnten die Lebensraumtypflächen vergrößert und die Diasporenbankpotenziale der Charakterarten wesentlich erhöht werden. Bei Realisierung des zukünftigen Gebietsmanagements entsprechend der entwickelten Planung (vgl. Kap. 11) sind ein langfristiger Erhalt und eine weitere Zustandverbesserung der Zwergbinsengesellschaften zu erwarten.

10 Zusammenfassung der Ergebnisse aus allen Themenfeldern

In diesem Kapitel sollen in Anlehnung an Tabelle 3 (S. 24f.) die wichtigsten Ergebnisse aus den Themenfeldern:

- „Gebiets- und Nutzungshistorie/Vegetationsgeschichte“,
- „Aktuelle Verbreitung und ökologische Ansprüche der Arten der Teichbodenvegetation“,
- „Ausbreitungsbiologie der Arten der Teichbodenvegetation“ und
- „Erprobung und naturschutzfachliche Bewertung von Entwicklungsmaßnahmen“

zusammengefasst werden. Die daraus resultierenden Ableitungen bilden die Basis für die Erarbeitung naturschutzfachlicher Handlungsempfehlungen im Rahmen des Nutzungskonzepts (Kap. 11).

Tabelle 29: Zusammenfassung der Ergebnisse aller Themenfelder.

Themenfeld	Arbeitsschritte	Ergebnisse und Ableitungen für das Nutzungskonzept
<p>Aktuelle Verbreitung und ökologische Ansprüche der Arten der Teichbodenvegetation (Kap. 7)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Recherchen in Archiven zur Historie ausgewählter Teiche im Kontext zum gesamten RWA-System (Bauphasen, Bewirtschaftung, Witterung) • Recherchen zum Bespannungsregime 	<ul style="list-style-type: none"> • Der Berthelsdorfer Hütenteich und der Großhartmannsdorfer Großteich wurden im 16. Jahrhundert angelegt. Beide Teiche erfuhren mehrere Umbauphasen • Mehrere extreme Wetterereignisse können mit Sedimentationsprozessen in den Teichen in Verbindung gebracht werden • Veränderungen hinsichtlich des Bespannungsregimes in Abhängigkeit vom jeweiligen Nutzungsregime sind erkennbar
<p>Gebiets- und Nutzungshistorie, Vegetationsgeschichte (Kap. 6)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Untersuchungen zur Sedimentbeschaffenheit in verschiedenen Tiefen • Altersdatierung der Sedimente mittels ¹⁴C-Methode sowie ¹³⁷Cs und ²¹⁰Pb • Großrestanalysen in verschiedenen Sedimenttiefen • Recherchen zum Vorkommen der Arten in den letzten 100 Jahren • Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte 	<ul style="list-style-type: none"> • Aus den analysierten physikalischen und geochemischen Parametern lassen sich keine direkten Einflüsse auf die Teichbodenvegetation ableiten • Der dokumentierte Zeitpunkt der Anlage der Teiche stimmt mit dem Ergebnis von ¹⁴C-Datierungen überein, daraus konnte die durchschnittliche Sedimentationsrate pro Teich berechnet werden • Die ersten Charakterarten der Teichbodenvegetation, insbesondere der Zwergbinsengesellschaften haben sich bereits kurz nach Anlage der Teiche im 16. Jahrhundert angesiedelt • Häufige Totalablässe, bedingt durch die Nutzung des Wassers zum Antrieb verschiedener Bergwerksmaschinen bis Ende des 19. Jahrhunderts, haben die Entwicklung der Teichbodenvegetation in den tieferen Bereichen der Teiche ermöglicht • Im 20. Jahrhundert gelangen durch die Begehungen durch mehrere Botaniker zahlreiche Nachweise der Arten in der realen Vegetation, vorrangig im ufernahen Bereich
	<ul style="list-style-type: none"> • Zusammenstellung von Literaturdaten zur Verbreitung • Ergänzende Vegetationskartierungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Für <i>Littorella uniflora</i> gelangen in der Projektlaufzeit ein Widerfund in einem Teich, in dem die Art lange Zeit als verschollen galt, sowie ein Neufund • An drei Gewässern ist <i>L. uniflora</i> in den letzten 10 Jahren stark rückläufig → hier sind zusätzliche Nährstoffeinträge aus dem Gewässerumfeld möglichst gering zu halten und das Bespannungsregime so anzupassen, dass zumindest die sandigen Uferbereiche, auf denen die Art wächst, häufiger freifallen (1-2(3)jähriger Rhythmus) • <i>Coleanthus subtilis</i> wurde an drei Gewässern neu nachgewiesen (2 Fischhälterteiche, Rothbäcker Teich) → für diese drei Teiche wäre ein angepasstes Bespannungsregime mit regelmäßigen Wasserstandsabsenkungen alle 3 bis 4 Jahre in der Vegetationsperiode der Arten über einen Zeitraum von ca. 10 Wochen zum Erhalt der Arten in diesen Gewässern notwendig

Themenfeld	Arbeitsschritte	Ergebnisse und Ableitungen für das Nutzungskonzept
	<ul style="list-style-type: none"> • Diasporenbankanalysen 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Ergebnisse der Diasporenbankanalysen spiegeln gut die Artenzusammensetzung der realen Vegetation wider → Die Diasporenbank kann auch als genetischer Speicher für die Aufrechterhaltung der Populationen bei einem angepassten Teichmanagement dienen
	<ul style="list-style-type: none"> • Vergleichende Keimungsversuche auf Substraten von besiedelten und bisher unbesiedelten Teichen, auch außerhalb des RWA-Systems 	<ul style="list-style-type: none"> • auf Substrat eines bisher unbesiedelten Teiches (Inselteich) konnten gute Keimraten von Arten der Teichbodenvegetation erzielt werden → potenziell besteht die Möglichkeit für das Vorkommen der Arten in weiteren Gewässern, begrenzend scheint aktuell der mangelnde Eintrag von Samen auf hydrochorem Weg
	<ul style="list-style-type: none"> • Einfluss des Lagerungsmilieus der Samen auf deren Keimfähigkeit 	<ul style="list-style-type: none"> • anaerobe Lagerung der Samen von <i>C. subtilis</i> und <i>L. aquatica</i> senkt in geringem Maße deren Keimfähigkeit im Vergleich zur aeroben Lagerung → die Abstände zwischen zwei (Teil-)entleerungen eines Teiches sollten so gewählt werden, dass sich im Sediment kein anaerobes Milieu einstellen kann
	<ul style="list-style-type: none"> • Analysen zur Phänologie der Arten 	<ul style="list-style-type: none"> • für <i>L. uniflora</i> konnten 9 Wochen, für <i>L. aquatica</i> 6 Wochen nach Trockenfallen erste reife Samen nachgewiesen werden → zum Schutz und zur Entwicklung der Diasporenbank sollten die Trockenzeit der Substrate mind. 10 Wochen betragen
	<ul style="list-style-type: none"> • Bedeutung des Bespannungsregimes für die Diasporenbank 	<ul style="list-style-type: none"> • Mit abnehmender Häufigkeit von Wasserspiegelabsenkungen reduzieren sich Menge und Keimfähigkeit an Samen sowie die Anzahl der typischen Teichbodenarten → eine (Teil-)Entleerung sollte mindestens 2 mal in 10 Jahren im Spätsommer erfolgen, um die Erneuerung der Diasporenbank zu gewährleisten
	<ul style="list-style-type: none"> • Analysen zum Einfluss der Gewässertrübung auf Häufigkeit und Vitalität von <i>Littorella uniflora</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Vitalität und Häufigkeit von <i>L. uniflora</i>-Beständen ist in trüben Gewässern insbesondere aufgrund einer reduzierten Photosyntheseaktivität herabgesetzt → zum Schutz von <i>L. uniflora</i> sollte die durch Phytoplankton hervorgerufene Trübung durch Reduktion der Nährstoffeinträge vermieden und das Bespannungsregime angepasst werden (Freifallen der sandigen Uferbereiche alle 1-2(3) Jahre)
	<ul style="list-style-type: none"> • Analysen zum Einfluss der Standortfaktoren auf das Vorkommen von <i>Coleanthus subtilis</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • mit <i>C. subtilis</i> besetzte Gewässer wiesen signifikant niedrigere pH-Werte des Sediments auf als nicht besiedelte Gewässer → Kalkungsmaßnahmen sollten zumindest in aktuell besetzten und potenziell geeigneten Gewässern unterbleiben

Themenfeld	Arbeitsschritte	Ergebnisse und Ableitungen für das Nutzungskonzept
	<ul style="list-style-type: none"> Analysen zur submersen Keimung von <i>Coleanthus subtilis</i> 	<ul style="list-style-type: none"> <i>C. subtilis</i> ist in der Lage, unter Wasser zu keimen sowohl submers als auch emers gekeimte Individuen können einen kürzeren Zeitraum überflutet überstehen → kurzzeitige und z.B. durch Starkregenereignisse unvermeidbare Überstauungen innerhalb einer (Teil-)Entleerungsphase können toleriert werden
Ausbreitungsbiologie der Arten der Teichbodenvegetation (Kap. 8)	<ul style="list-style-type: none"> Analysen zur Schwimmfähigkeit und -dauer von Samen Samennachweise im Wasserkörper und im Grundablass der Teiche Analysen zum Samenvorkommen in Röschen und Kunstgräben Untersuchungen zur Existenz weiterer Ausbreitungswege 	<ul style="list-style-type: none"> die Samen der Arten der Teichbodenvegetation waren lange, teilweise mind. 365 Tage, im Laborexperiment schwimmfähig → Samen sind gut an hydrochore Ausbreitung angepasst nach Wiederanstau wurden im Wasserkörper insbesondere in den ersten 3-6 Wochen, aber auch noch in der 9. Woche Samen der Arten der Zwergbinsengesellschaften nachgewiesen → Samen sind gut an hydrochore Ausbreitung angepasst, Verbreitung auf diesem Wege insbesondere in den ersten 3-6 Wochen nach Wiederanstau wahrscheinlich von 9 Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften konnten Samen im Röschensystem nachgewiesen werden, davon wurde ein Same von <i>C. subtilis</i> 14 km weit transportiert → Samen sind gut an hydrochore Ausbreitung angepasst; Vernetztheit der Gewässer der RWA sollte auf jeden Fall aufrecht erhalten bleiben Die Existenz der in der Literatur propagierten Vogelausbreitung konnte durch die Diasporenbankuntersuchungen der nicht mit der RWA vernetzten Helbigsdorfer Teiche weder belegt noch ausgeschlossen werden Anhand von Stiefelproben konnte der Mensch als potenzieller Ausbreitungsfaktor identifiziert werden
Erprobung und natur-schutzfachliche Bewertung von Entwicklungsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> Ableitung von Maßnahmen zur: <ul style="list-style-type: none"> Zustandsverbesserung = Teilentleerung Bertheisdorfer Hüttensteich Flächenvergrößerung der Teichbodenvegetation = Teilentleerung Bierwiesenteich Aktivierung Diasporenbankpotenziale = Totalentleerung Rothbacher Teich Erprobung und anschließende Erfolgskontrolle 	<ul style="list-style-type: none"> (Teil-)Entleerungen führten <ul style="list-style-type: none"> zur Keimung und der vollständigen Entwicklung von Arten in bis dahin selten bzw. zu kurz abgelaassenen Gewässern zur Erhöhung der Samenanzahl in der Diasporenbank zur Vergrößerung der Lebensraumtypfläche der Teichbodenvegetation gezielte Wasserstandsabsenkung kann die Diasporenbank aktivieren und aufwerten sowie die Lebensraumtypfläche der Teichbodenvegetation vergrößern

11 Naturschutzfachliche Handlungsempfehlungen

11.1 Einleitung

Eine wesentliche Veranlassung des Projektes bestand in der Schaffung von Voraussetzungen für den langfristigen Erhalt bzw. die Förderung der europaweit einzigartigen Teichbodenvegetation in den Freiburger Bergwerksteichen. Zu diesem Zweck stand das Ziel, gemeinsam mit lokalen bzw. regionalen Akteuren sowie den Nutzern des Systems ein Nutzungskonzept zu entwickeln, welches die verschiedenen Nutzungsansprüche und die Naturschutzbelange koordiniert und gleichzeitig wirtschaftlich zukunftsfähig ist. Günstige Ausgangsbedingungen für diese Arbeiten bot die enge Kooperation mit dem Naturschutzinstitut Freiberg, welches im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) einen FFH-Managementplan für das SCI 3E „Freiberger Bergwerksteiche“ und das SPA 67 „Großhartmannsdorfer Großeich“ parallel zur Projektbearbeitung erstellte.

Wesentliche Schutzgegenstände des SCI „Freiberger Bergwerksteiche“ bilden die, auch im Mittelpunkt des vorliegenden Projektes stehenden, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt mit den in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) gelisteten Lebensraumtypen mit Vegetation der Littorelletalia und Isoëto-Nanojuncetea sowie die Vorkommensgebiete des in den Anhängen II und IV der FFH-RL gelisteten Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*). Infolge der Spezifika des Gebietes, insbesondere der Abhängigkeit der Kartierungsarbeiten von der Entleerung der Teiche, war für die Bearbeitung der Managementplanung ein ungewöhnlich langer Bearbeitungszeitraum von drei Jahren (2007-2009) vorgesehen. Selbst bei bekannten fachlichen Kenntnisdefiziten besteht im Rahmen der Erarbeitung von Managementplanungen in der Regel keine Möglichkeit für die Integration ökologischer Grundlagenuntersuchungen bzw. die praktische Erprobung und Umsetzung von Entwicklungsmaßnahmen außerhalb der SCI, da diese keine Bestandteile der Praxis der FFH-Umsetzung im Freistaat Sachsen sind. Insofern stellte die Kooperation beider Projekte einen seltenen Glücksfall dar, der es ermöglichte, wissenschaftliche Kenntnisdefizite im Rahmen des vorliegenden Projektes zu beheben und die Ergebnisse direkt in die naturschutzfachliche Planung zu integrieren.

Andererseits bot die zum vorliegenden Projekt zeitgleiche Bearbeitung der Managementplanung günstige infrastrukturelle Voraussetzungen zur Erstellung und Umsetzung eines umfassenden Management- und Nutzungskonzeptes, da alle Ergebnisse und Maßnahmen im Rahmen von gesonderten Nutzerveranstaltungen mit den Flächennutzern erörtert und abgestimmt wurden. Die Managementplanung für das eigentliche SCI „Freiberger Bergwerksteiche“ wurde in den Jahren 2007-2008 durch den Umweltfachbereich des Regierungspräsidiums Chemnitz sowie nach Inkrafttreten der sächsischen Verwaltungsreform 2008 durch das LfULG, Außenstelle Zwickau, Sachgebiet Naturschutz betreut. Die Planerstellung wurde im Rahmen einer regionalen Arbeitsgruppe, bestehend aus den folgenden Behörden und Institutionen, koordiniert:

- Regierungspräsidium Chemnitz, später Landesdirektion Chemnitz, Abt. Umwelt, seit 2009 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- Landratsamt Freiberg, seit August 2008 Landratsamt Mittelsachsen
- Landratsamt Mittlerer Erzgebirgskreis, seit August 2008 Landratsamt Erzgebirgskreis
- Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau
- Staatsbetrieb Sachsenforst, Geschäftsleitung
- Staatsbetrieb Sachsenforst, Forstbezirke Chemnitz und Marienberg

- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, seit August 2008 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat Grünland und Feldfutterbau
- LfULG, Referat 94 Grünland, Feldfutterbau
- LfULG, Referat 72 Bodenkultur
- LfULG, Außenstellen Zwönitz und Döbeln
- LfULG, Referat 93 Fischerei, Überbetriebliche Ausbildung

Die zwischenzeitlich im Entwurf des Abschlussberichtes vorliegende Managementplanung integriert sowohl die naturschutzfachlichen Anforderungen, als auch die Anforderungen der Gebietsnutzer. Alle Entwicklungs- und Erhaltungsmaßnahmen innerhalb des SCI wurden mit den jeweiligen Flächennutzern abgestimmt, wobei jedoch nicht in jedem Fall eine Übereinkunft erzielt werden konnte. Die überwiegende Mehrzahl der Maßnahmen im Bereich der Gewässer der Revierwasserlaufanstalt konnte jedoch positiv abgestimmt werden (s. u.).

Umfangreiche, detaillierte Darstellungen zum Nutzungskonzept sowie zu verbleibenden Konflikten und zur Prognose der Gebietsentwicklung aus naturschutzfachlicher Sicht erfolgen in OLIAS et al. (2010) und werden nach der Bestätigung der Managementplanung durch das LfULG publiziert bzw. Nutzern und Interessenten zur Verfügung gestellt, so dass sich die Darstellungen im vorliegenden Bericht auf eine zusammenfassende Darstellung der grundsätzlichen Maßnahmen sowie der weiterhin bestehenden Defizite/Konflikte zum Aspekt des Erhalts der Teichbodenvegetation beschränken.

11.2 Grundsätze des Nutzungs- und Managementkonzeptes

Ein allgemeines Nutzungs- und Managementkonzept sollte möglichst auf den gesamten Faktorenkomplex ausgerichtet sein, der die Entwicklung der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften ermöglicht. Dabei sind die einzelnen Faktoren jedoch in unterschiedlichem Maße beeinflussbar: Ein direkter planerischer Zugriff ist z.B. auf das Bespannungsregime und den Faktor Gewässerchemismus/Trübung vorhanden, während andere Faktoren wie die Lage und Verbindung zwischen den Gewässern nur bedingt beeinflussbar sind (vgl. Tabelle 30). An diesen Grundbedingungen setzt das Managementkonzept an.

Tabelle 30: Beeinflussbarkeit der Faktoren für das Auftreten von Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften an den Bergwerksteichen zwischen Freiberg und Olbernhau.
Verändert nach GOLDE (2000)

Faktor	direkt beeinflussbar	bedingt beeinflussbar	nicht beeinflussbar
Bespannungsregime	X		
Gewässerchemismus / Trübung	X		
unterschiedliche Substrate innerhalb des Gewässers		X	
exponierte Lage		X	
Verbindung der Gewässer untereinander		X	
Gewässermorphologie		X	
Attraktivität für Wasservögel		X	
Alter der Gewässer			X

11.2.1 Bespannungsregime

Die bereits über Jahrhunderte erfolgten Wasserstandsschwankungen sind wesentliche Grundlage für die Existenz der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften. Zu ihrem Fortbestand im Sinne eines günstigen Erhaltungszustandes sind sie auch in Zukunft unbedingt beizubehalten. Dabei sind folgende allgemeine Grundsätze zu beachten und gewässerspezifisch zu praktizieren:

Zur Gewährleistung der generativen Vermehrung von *Littorella uniflora* sollte der Wasserstand an den Gewässern gelegentlich so weit abgesenkt werden, dass die Art zur Blüte und Samenreife gelangen kann. Günstigster Zeitraum dafür sind die Monate Mai bis Juli, alternativ ist ein Freifallen im Komplex mit Absenkungen im Spätsommer/Herbst möglich. Der Zeitraum des Freifallens der Uferabschnitte sollte mindestens acht Wochen betragen. Zumeist genügt eine Teilabsenkung um maximal zwei Meter im Abstand von mehreren Jahren. Ein längeres Trockenfallen von Uferabschnitten mit Strandlingsgesellschaften ist möglichst zu vermeiden, da sich nach ca. drei bis vier Monaten verstärkt wuchskräftige Konkurrenten etablieren können. Entwickelte Bestände dieser Arten werden bei anschließendem Wiederanstau nicht in vollem Maße zurückgedrängt. Zumindest ab November/Dezember sollten die Gewässer wieder permanent überstaut sein, um Schädigungen von Strandlingsgesellschaften durch Ausfrieren bei abgesenktem Wasserstand im Winterhalbjahr zu vermeiden.

Der optimale Zeitraum für die Entwicklung von **Zwergbinsengesellschaften (einschließlich *Coleanthus subtilis*)** liegt im betrachteten Gebiet im Spätsommer und Herbst. Innerhalb dieses Zeitraumes sind Wasserstandsabsenkungen zur Förderung der Isoëto-Nanojuncetea auch gut in den herbstlichen Abfischrhythmus zu integrieren. Die meisten Charakterarten der Isoëto-Nanojuncetea benötigen zur vollständigen Entwicklung einen Zeitraum von mindestens 6 Wochen von der Keimung an (GOLDE 2000, Kap. 7.3.5). Zuzüglich möglicher witterungsabhängiger Schwankungen sowie dem vor der Keimung einiger Arten nötigen ersten Abtrocknen der Standorte ergibt sich eine Mindestdauer des Trockenliegens für die entsprechenden Teichbodenbereiche von 10 Wochen. Dieser Zeitraum kann auch um mehrere Wochen überschritten werden – besonders bei Absenkungen im Frühjahr, bei denen ein erhöhtes Risiko besteht, dass langanhaltende Schlechtwetterperioden oder längere Überstauung nach starkem Niederschlag die Wachstumsphase verlängern.

Die Standorte der Zwergbinsengesellschaften mit *Coleanthus subtilis* liegen an einigen Gewässern in den Flachwasserbereichen (z. B. Berthelsdorfer Hüttenteich, Dittmannsdorfer Teich), so dass bereits eine Teilabsenkung zur erfolgreichen Entwicklung ausreichen kann (vgl. Kap. 9.3, S. 84ff.). Somit ist das reproduktive Auftreten der Arten und Gesellschaften an diesen Gewässern mit vermindertem technischem Aufwand und unter Begrenzung von Eingriffen in die Belange der Bewirtschafter möglich. Bei anderen Gewässern ist jedoch eine Totalentleerung (z. B. in Kombination mit dem Abfischzyklus) unumgänglich, um geeignete Wuchsorte in den Tiefwasserbereichen freizulegen. In diesem Fall besteht die Möglichkeit, das Gewässer nach dem periodischen Abfischen über den genannten Zeitraum nicht wieder zu bespannen. Der unmittelbare Bereich vor dem Teichdamm bis zu einer gewässerspezifisch festzulegenden Stauhöhe kann eventuell davon ausgenommen werden. Auch bei den Standorten der Zwergbinsengesellschaften in Flachwasserbereichen kann ein längeres Trockenliegen zur Entwicklung konkurrenzstarker Röhricht-, Seggen- und Binsenbestände führen. Demzufolge sind Wasserstandsabsenkungen, die einen Zeitraum von drei bis vier Monaten überschreiten, möglichst zu vermeiden.

Es sind Möglichkeiten zu suchen, um eine Überstauung erst spät aufgelaufener und noch nicht fruktifizierender Bestände von *Coleanthus subtilis* zu vermeiden. Dies hat bei Bedarf operativ in Abstimmung zwischen Landestalsperrenverwaltung und Naturschutzbehörden zu erfolgen.

11.2.2 Gewässerchemismus und Trübung

Die Erhaltung mindestens mesotropher Nährstoffverhältnisse und die Vermeidung von Gewässertrübungen sind wichtige Voraussetzungen für die Erhaltung der Lebensraumtypen einschließlich ihrer Charakterarten an den Bergwerksteichen. Aus diesem Grunde sind alle Maßnahmen zu unterlassen, die zu negativen Beeinflussungen dieser Faktoren führen können. Im Mittelpunkt steht dabei die Vermeidung von Beeinträchtigungen durch die fischereiliche Bewirtschaftung. Aus diesem Grund ist eine extensive Fischereinutzung der Bergwerksteiche auf Naturertragsbasis mit gewässerspezifisch abgestimmtem Fischbesatz anzustreben, die auch den Verzicht auf Kalkungen (vgl. Kap. 7.3.8) und Zufütterung beinhaltet. Der Besatz pflanzenfressender oder stark wühlender Fischarten (Graskarpfen u. a.) ist besonders in Gewässern mit Vegetation der Littorelletalia als problematisch anzusehen.

Keinesfalls sollten Gewässer mit Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften als Angelgewässer freigegeben werden, da hierbei die bei normaler fischereilicher Nutzung bestehende Notwendigkeit des regelmäßigen Entleerens der Gewässer entfällt. Eine dauerhafte Bespannung unterbindet den Faulschlammabbau und führt damit zur gewässerinternen Nährstoffanreicherung, die wiederum die Planktonblüte fördert. Somit wird die Trübung erhöht, die sich negativ auf die Vitalität von *Littorella uniflora* auswirkt (vgl. Kap. 7.3.7, S. 59ff.). Mit der Nutzung als Angelgewässer verbunden sind weiterhin eine völlige Unkontrollierbarkeit von Besatzmaßnahmen sowie möglicher Fehl- und Überbesatz und außerdem starke Beeinträchtigungen der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften durch Trittschäden.

11.3 Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen

Für die Entwicklung von Vegetationsgesellschaften der Teichböden oligo- bis mesotropher Gewässer ist das regelmäßige Absenken des Wasserstandes etwa alle 3-5 Jahre über einen mehrwöchigen Zeitraum unabdingbar. Grundsätzlich sollte im Sinne der kontinuierlichen Erhaltung, insbesondere für Gesellschaften der Isoëto-Nanojuncetea mit *Coleanthus subtilis*, die Möglichkeit der Entwicklung von Zwergbinsengesellschaften an mindestens einem der Bergwerksteiche pro Jahr erfolgen. Die Mindestflächengröße der Gesellschaften sollte dabei jeweils ca. 1,0 ha nicht unterschreiten.

Rahmenbedingungen hierfür gibt der Wasserwirtschaftsplan der LTV. Voraussetzung für die Beeinflussung/Steuerung des Stauspiegels der Bergwerksteiche bildet dabei stets die wasserwirtschaftliche Situation an der Talsperre Rauschenbach, die im Wasserwirtschaftsplan Teil A1 (Stand Juli 2008) festgeschrieben wurde. Das in der Talsperre Rauschenbach zur Verfügung stehende Wasser kann nur einmal verteilt werden, was stets nur eine partielle Umsetzung von Maßnahmen zur Stauspiegelregulierung zulässt (entweder Wasserstand halten, Totalentleerung, Teilabsenkung, Wiederauffüllen einzelner Stauanlagen etc. entsprechend der Menge des zur Verfügung stehenden Wassers). Unter diesen Vorgaben besteht grundsätzlich die Möglichkeit zur mindestens 2-maligen Entwicklung von Zwergbinsengesellschaften in mehreren RWA-Gewässern innerhalb eines Zeitraumes von 10 Jahren. Eine termingenaue Planung zur Absenkung von Gewässern ist dagegen kaum möglich, da die Verfügbarkeit von Wasser zum Wiederauffüllen lang- bis mittelfristig nicht vorhersehbar ist. Ein starres Managementkonzept für die Gewässer ist daher weder sinnvoll noch möglich, vielmehr wird eine flexible Regelung unter Beachtung der genannten Grundlagen vorgeschlagen. In diesem Zusammenhang sollte zu Beginn eines jeden Jahres ein Bewirtschaftungsgespräch zwischen der LTV als Betreiber der RWA und Naturschutzvertretern durchgeführt werden, in welchem die aktuellen Belange der Wasserwirtschaft mit den Anforderungen des Naturschutzes abgeglichen werden.

Die Möglichkeit zum Totalablass von Gewässern besteht im Rahmen der Abfischzyklen (in der Regel aller 3 Jahre) sowie bei anfallenden Instandsetzungs- und Werterhaltungsarbeiten an den Teichdämmen. Hinsichtlich Zeitpunkt und Dauer des Entleerens bestehen seitens der LTV und der Fischereibetriebe keine Vorbehalte, den zur Reproduktion von *Coleanthus subtilis* notwendigen Zeitraum von mindestens 10 Wochen einzuhalten.

In Jahren ohne Totalablass eines der für die Zwergbinsengesellschaften wichtigen Gewässer besteht die Möglichkeit eines Absenkens an den Gewässern, die *Coleanthus*-Vorkommen in der Flachwasserzone aufweisen (z. B. Berthelsdorfer Hüttenteich). Im Rahmen der Managementplanung wurden Aussagen getroffen, bis zu welcher Stauhöhe die Gewässer abgesenkt werden müssen, um Reproduktionsbedingungen für *Coleanthus subtilis* zu garantieren. Zusätzlich sichert die LTV die grundsätzliche Möglichkeit zur Absenkung von Gewässern zu, die unabhängig vom Wasserwirtschaftsplan betrieben werden (Dittmannsdorfer Teich, Bierwiesenteich).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass auch unter Beachtung der wasserwirtschaftlichen Belange langfristig günstige Entwicklungsmöglichkeiten für Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften an folgenden Gewässern gegeben sind, die im System der RWA liegen: Dittmannsdorfer Teich, Dörnthalener Teich, Bierwiesenteich, Oberer Großhartmannsdorfer Teich (mit eventuellen Einschränkungen betreffend Zwergbinsengesellschaften), Großhartmannsdorfer Großteich (mit eventuellen Einschränkungen betreffend Strandlingsgesellschaften) sowie Berthelsdorfer Teich (mit eventuellen Einschränkungen betreffend Strandlingsgesellschaften).

Im NSG und SPA-Gebiet „Großhartmannsdorfer Großteich“ müssen weitere naturschutzfachliche Zielstellungen beachtet werden. Der Managementplan sieht zum Schutz von Wasservogelbruten eine Konstanthaltung des Wasserstandes bei einem Pegel von 4,20 m im Zeitraum vom 15.4. bis 30.6. vor, darüber hinaus sollte bis 15.8. höchstens ein leichtes Absenken um max. 50 cm erfolgen. Ein Totalablass des Teiches über den empfohlenen Zeitraum von 10 Wochen hinaus sollte nicht erfolgen, um Beeinträchtigungen im Wasserhaushalt der angrenzenden Moorflächen zu minimieren.

Aus naturschutzfachlicher Sicht stellt die Entscheidung für gezielte, nicht bewirtschaftungsbedingte Absenkungen des Wasserspiegels grundsätzlich einen potenziellen Zielkonflikt dar, da das Trockenfallen der Verlandungszonen bei Teilabsenkung bzw. der Totalablass für viele Gewässerorganismen Katastrophenergebnisse darstellen, die zum Aussterben von Populationen auch gefährdeter/geschützter Arten führen können bzw. die dauerhafte Etablierung bestimmter Arten verhindern. Beispielfhaft wurde dies an nicht bzw. nur kurzzeitig erfolgreichen Besiedlungsversuchen der Kleinen Mosaikjungfer (*Brachytron pratense*) am Landteich und am Großhartmannsdorfer Großteich dokumentiert (GÜNTHER 2005). Nach anfänglich positiver Bestandsentwicklung erlosch die isolierte Population der im Naturraum extrem seltenen Art am Großteich nach dem Ablassen im Herbst 2001, eine erneute Wiederbesiedlung erfolgte bislang nicht.

Regelmäßige Wasserspiegelabsenkungen limitieren damit erheblich die Etablierung von an Permanentgewässer gebundenen Arten. Im betrachteten System muss aber die starke flächenmäßige Limitierung potenzieller Standorte der hochgradig schutzwürdigen Teichbodenvegetation besonders berücksichtigt werden.

Die theoretisch an Teichen mit regelmäßigen Wasserstandsschwankungen bestehenden hohen Potenziale für an Temporärgewässer gebundene Gewässerorganismen sind praktisch infolge der fischereilichen Nutzung nur in sehr geringem Umfang gegeben. Durch den schnellen Wiederbesatz mit Fischen entfallen die für viele stärker spezialisierte Arten obligaten Zustände mit geringem Konkurrenzdruck und geringen

Prädationspotenzialen. Eine Förderung dieser Arten ist nur dann möglich, wenn auf eine fischereiliche Nutzung mit Wiederbesatz entweder vollständig verzichtet würde oder bei mehrjährigen Bespannungszyklen der Wiederbesatz erst stark verzögert vorgenommen würde. Ein mögliches Modell könnte beispielsweise jeweils ein besatzfreies Jahr nach jedem Totalablass vorsehen.

11.4 Verbleibende Konflikte

Hinsichtlich des Erhalts der Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften muss die Angelnutzung an zwei Teichen problematisch gesehen werden. Am Rothbacher Teich, der seit vielen Jahren als Angelgewässer verpachtet ist, bestehen derzeit kaum Zugriffsmöglichkeiten aus Naturschutzsicht. Die Verpachtung des Berthelsdorfer Hüttenteiches als Angelgewässer erfolgte bereits unter Auflagen, die Beeinträchtigungen zwar vermindern, aber nicht völlig ausschließen können. Diese beinhalten die Verpflichtung zu regelmäßiger Wasserstandsabsenkung über mindestens 10 Wochen sowie ein Betretungsverbot des Gewässergrundes bei Absenkung. Bei realistischer Betrachtung scheint es jedoch kaum möglich, dass diese Vorgaben von allen Anglern eingehalten werden.

Hinzu kommen Beeinträchtigungen durch Badebetrieb an mehreren Gewässern. Am Erzengler Teich und am Mittleren Großhartmannsdorfer Großteich bestehen öffentliche Freibäder, so dass die Teiche frühestens ab Oktober abgelassen werden können. An beiden Gewässern sind Strandlingsrasen nur noch rudimentär vorhanden, das früher hier auftretende Scheidenblütgras wurde seit Jahren nicht mehr nachgewiesen. An weiteren Gewässern (v. a. Pochwerksteiche, Berthelsdorfer Hüttenteich) führt wilder Badebetrieb zu Beeinträchtigungen der Vegetation durch Trittschäden.

In nahezu allen Gewässern sind Probleme durch Nährstoffanreicherung sowie Trübung durch Schwebstoffe und vor allem Algenentwicklung festzustellen. Neben Auswirkungen der Fischereinutzung kann hierfür einerseits der Nähr- und Schwebstoffeintrag aus Landwirtschaftsflächen im Einzugsgebiet verantwortlich gemacht werden. Die wasserwirtschaftlichen Steuermöglichkeiten, um diese Einträge zu minimieren, sind sehr gering bis nicht vorhanden, da sie nur durch Flächenumwidmungen im Umfeld der Gewässer und Kunstgräben minimiert werden können. Beeinflussbar sind aber die gewässerinternen Prozesse über das Bespannungsregime. Eine Wasserstandsabsenkung begünstigt den Faulschlammabbau, die Reduktion der Nährstoffe und damit der Gewässertrübung durch Algen.

11.5 Zusammenfassung

Die Projektergebnisse konnten direkt in die FFH-Managementplanung für das SCI „Freiberger Bergwerksteiche“ einbezogen werden. Gleichzeitig wurden die Besprechungstermine mit Partnern der regionalen Arbeitsgruppe zur FFH-Managementplanung bzw. mit Gebietsnutzern und regionalen Akteuren genutzt, um Empfehlungen für eine naturschutzkonforme Flächennutzung auch für nicht im SCI befindliche Teilgebiete zu geben, die einen langfristigen Erhalt der einzigartigen Teichbodenvegetation gewährleisten sollen.

12 Zusammenarbeit mit Projektpartnern und Öffentlichkeitsarbeit

12.1 Zusammenarbeit mit Akteuren

Im Projektzeitraum wurden 2 Treffen mit allen Projektpartnern und unterstützenden Einrichtungen durchgeführt.

11.01.2007

Teilnehmer:

AG Biologie/Ökologie: Henriette John, Prof. Hermann Heilmeier, André Günther, Dr. Elke Richert

Institut für Wissenschafts- und Technikgeschichte (IWTG): Prof. Helmut Albrecht, Jens Kugler

Naturschutzinstitut (NSI): Marko Olias

Landestalsperrenverwaltung (LTV), Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau: Christian Zschammer, Rico Werzner

Bereichsstaumeisterei der Revierwasserlaufanstalt Freiberg (RWA): Eberhard Wagner

Förderverein Montanregion Erzgebirge e.V.: Dr. Roland Ladwig

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG): Dr. Kurt Goth

10.03.2008

Teilnehmer:

AG Biologie/Ökologie: Henriette John, Prof. Hermann Heilmeier, Dr. André Günther, Dr. Elke Richert, Katrin Meißner

Institut für Wissenschafts- und Technikgeschichte (IWTG): Prof. Helmuth Albrecht, Jens Kugler

Naturschutzinstitut (NSI): Marko Olias

Landestalsperrenverwaltung (LTV), Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau: Rico Werzner, Bernd Schröter

Bereichsstaumeisterei der Revierwasserlaufanstalt Freiberg (RWA): Eberhard Wagner

Darüber hinaus bestand mit den Projektpartnern ein intensiver Austausch, seitens des IWTG insbesondere hinsichtlich der Gebiets- und Nutzungshistorie der Teiche und seitens des NSI hinsichtlich der naturschutzfachlichen Handlungsempfehlungen und deren Integration in den Managementplan.

Es erfolgten ebenfalls regelmäßige Treffen mit der LTV und RWA, bei denen vor allem die Abstimmung und Planung der im Rahmen des Projekts durchgeführten Entwicklungsmaßnahmen vorgenommen wurde.

12.2 Öffentlichkeitsarbeit

12.2.1 Homepage, Presse

Es wurde eine Projekthomepage eingerichtet: http://tu-freiberg.de/fakult2/bio/ag_bio/gehvege/index.html.

Im Rahmen der 55. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Sächsischer Botaniker in Freiberg wurde das Projekt GehVege vorgestellt und eine Pressemitteilung verfasst (http://www.nabu-sachsen.de/index.php?option=com_content&view=article&id=70%3A55-tagung-botanik-2009&catid=24%3Averanstaltungen-botanik&Itemid=27).

12.2.2 Öffentliche Exkursionen

- 14.10.2007: Leitung der Exkursion der Fachgruppe Botanik des NABU Kreisverbandes Freiberg e.V. zur „Teichbodenvegetation des Oberen Großhartmannsdorfer Teichs“ mit Projektvorstellung
- 14.06.2009: Leitung der Exkursion an den Großhartmannsdorfer Großteich und den teilentleerten Dittmannsdorfer Teich zur 55. Tagung der Arbeitsgemeinschaft sächsische Botaniker

12.2.3 Vorträge

- „Neujahrskolloquium des Naturschutzzentrums Freiberg“ am 19.01.2008 in Freiberg, Thema: „Historie und Vegetationsökologie der Freiburger Bergwerksteiche“
- „Jahrestreffen der Fachgruppe Botanik Mittlerer Erzgebirgskreis“ am 23.02.2008 in Pobershau, Thema: „Vegetationsökologie und Historie der Freiburger Bergwerksteiche“
- „Jahrestagung der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz“ am 15.03.2008 in Quitzdorf am See (Lausitz); Folienbeitrag zum Vortrag: „Zur Ausbreitung des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) im Biosphärenreservat und notwendige Schutzmaßnahmen“ (Friedemann Klenke, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Freiberg)
- „Interdisziplinäres Expertentreffen zum Übereinkommen über die Biologische Vielfalt“ am 28.08.2008, organisiert vom BfN auf der Insel Vilm, Thema: „Ökologie und Geschichte von Arten der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften in den Freiburger Bergwerksteichen“
 - Eine 6-seitige Zusammenfassung des Vortrags erschien 2009 in der Zeitschrift „Treffpunkt Biologische Vielfalt VIII“
- „55. Tagung der Arbeitsgemeinschaft sächsischer Botaniker“ am 13.06.2009 in Freiberg; Thema: „Vegetationsökologie und Geschichte der Freiburger Bergwerksteiche“
- „XIV. internationale TICCIH Tagung“ am 31.08.2009 in Freiberg; Thema: „The water system Revierwasserlaufanstalt Freiberg – A historic monument with extreme importance for the conservation of nature“
- „XVIII. Internationale Naturschutztagung – Zoologischer und botanischer Artenschutz in Mitteleuropa“ am 24.10.2009 in Bad Blankenburg (Thüringen); Thema: „Vegetationsökologie und -historie als Basis für nachhaltigen Artenschutz am Beispiel des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*)“
- „4th Conference of the European Pond Conservation Network (EPCN)“ am 01.06.2010 in Erkner (Brandenburg); Thema: „A management scheme for the mining pond system Revierwasserlaufanstalt Freiberg under Consideration of versatile practical use and nature conservation purposes“

12.2.4 Posterbeiträge auf Tagungen

- 21st Annual Conference of the Plant Population Biology Section of the Ecological Society of Germany, Switzerland and Austria (GfÖ) in Luxemburg (01.-03.05.2008) "Popbio": Vegetation ecology and history as keys for sustainable nature protection
- 51st Annual Symposium of the International Association of Vegetation Science (IAVS) in Stellenbosch/Südafrika (07.-12.09.2008): Vegetation ecology and history as keys for sustainable nature conservation
- EURECO - GfÖ 2008 in Leipzig: Interdisciplinary historic approaches as key for the sustainable conservation of a unique pond bottom vegetation
- XIV TICCIH 2009 Industrial Heritage - Ecology & Economy in Freiberg: An interdisciplinary approach for a reconstruction of the historical management and vegetation history of the mining pond „Berthelsdorfer Hüttenteich“ (Freiberg mining region).

12.2.5 Veröffentlichungen

- JOHN, H. (2007): Sicherer Schutz für einzigartiges Leben auf dem Teichboden. NABU-Report Sachsen 2007: 38-39. (http://www.nabusachsen.de/content/veroeffentlichungen/nabu_report/index.html).
- JOHN, H. (2007): Revierwasserlaufanstalt Freiberg. In: Grüne Liga Osterzgebirge (Hrsg.): Naturführer Ost-Erzgebirge, Bd. 2: Natur der Ost-Erzgebirges im Überblick. Sandstein Verlag, Dresden:152-155.
- JOHN, H. (2008): Ökologie und Geschichte von Arten der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften in den Freiburger Bergwerksteichen. Treffpunkt Biologische Vielfalt 8: 127-132.
- JOHN, H., HEILMEIER, H. (2008): Vegetation ecology and history as keys for sustainable nature protection. In: Musée national d'histoire naturelle Luxembourg (ed.): Plant Population Biology for the coming decade - 21st Annual Conference of the Plant Population Biology Section of the Ecological Society of Germany, Switzerland and Austria (GfÖ): 82.
- JOHN, H., HEILMEIER, H., KUGLER, J., HEMPEL, R., KASPER, T., DAUT, G. (2008): Interdisciplinary historic approaches as key for the sustainable protection of a unique pond bottom vegetation. EURECO-GFOE 2008 Proceedings - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 38: 724.
- JOHN, H., MEIBNER, K., HEILMEIER, H. (2008): Vegetation ecology and history as keys for sustainable nature conservation. In: MUCINA, L., KALWIJ, J. M., SMITH, V. R., CHYTRÝ, M., WHITE, P. S., CILLIERS, S. S., PILLAR, V. D., ZOBEL, M. & SUN, I.-F. (eds.): Frontiers of Vegetation Science - An Evolutionary Angle. Keith Phillips Images, Somerset West. S.: 82-83.
- SIELAND, R., TAUTENHAHN, K., JOHN, H., MEIBNER, K. & ACHTZIGER, R. (2008): Zeitliche Entwicklung des Strandlings (*Littorella uniflora*) und der Gewässertrübung in vier Freiburger Bergwerksteichen im Jahr 2006. Mitteilungen des Naturschutzes Freiberg 4: 46-61.
- JOHN, H. (eingereicht): Vegetationsökologie und -historie als Basis für nachhaltigen Artenschutz am Beispiel des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*). Artenschutzreport.
- JOHN, H., CLAUS, S., WICHE, O., WINKLER, C., ACHTZIGER, R., RICHERT, E. (in Vorb.): Naturschutzfachliche Erfolgskontrolle einer Maßnahme zur Förderung der Lebensgemeinschaften auf trockengefallenen Teichböden im Bierwiesenteich bei Pfaffroda. Mitteilungen des Naturschutzes Freiberg 5.

Mitarbeit und Fotos (H. John):

- FRANKE, T. & ZEHEM, A. (2009): Strandling *Littorella uniflora* (L.) Ascherson. Merkblatt Artenschutz 3 (LFU (Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hrsg.), 2. Aufl., 4. Seiten. http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/artenhilfsprogramm_merkblaetter/doc/03lfumerkblatt_littorella_uniflora.pdf.

12.3 Qualifizierungsarbeiten im Rahmen des Projektes

- CLAUS, S. (2010): Einfluss des Bespannungsregimes von Bergwerksteichen auf das Vorkommen von Diasporen der Teichbodenvegetation. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie.
- DIENER, M. (2010): Erfassung und vergleichende Analyse der geochemischen und physikalischen Standortparameter von Teichen im sächsischen Verbreitungsgebiet des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*). Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie (unpubl.).
- GÖHLER, N. (in Vorb.): Bedeutung des aktuellen und historischen Bespannungsregimes von Gewässern im mittleren Erzgebirge für das Vorkommen von Teichbodenvegetation. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie.
- HEMPEL, R. (2007): Sedimentologische und geochemische Charakterisierung eines Bohrkernes aus dem Großhartmannsdorfer Teich bei Freiberg/Sachsen. Bachelorarbeit, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Lehrstuhl für Physische Geographie
- HOFBAUER, M. (in Vorb.): Vergleichende Charakterisierung zweier Teichgebiete in Sachsen anhand ausgewählter Gewässer- und Landschaftsparameter. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie.
- KASPER, T. (2007): Sedimentologische und geochemische Untersuchungen von Bohrkernen des Berthelsdorfer Hüttenteiches bei Freiberg / Sachsen. Bachelorarbeit, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Lehrstuhl für Physische Geographie
- MEIBNER, K. (2008): Analyse zum Potenzial der hydrochoren Diasporenausbreitung bei ausgewählten Arten der Teichbodenvegetation. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie.
- MEIBNER, K. (2010): Der Einfluss des Lagerungsmilieus auf die Keimfähigkeit ausgewählter Arten der Teichbodenvegetation sowie Untersuchungen zur hydrochoren Ausbreitung über das Kunstgrabensystem. Diplomarbeit TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie.
- TAUTENHAHN, K., SIELAND, R. (2007): Methodische Untersuchungen zum Lichtklima in flachen Gewässern: Die Trübung als potenzieller Einflussfaktor für die Ausbildung von Strandlingsbeständen (*Littorella uniflora*). Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie.
- WICHE, O. (2009): Untersuchungen zur epigäischen Teichbodenfauna in Bergwerksteichen der Revierwasserlaufanstalt Freiberg – der Bierwiesenteich bei Pfaffroda (Lkr. Mittelsachsen). Einfluss von Substrat, Durchfeuchtung und Vegetationsdeckung. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie.
- WINKLER, C. (2010): Erfolgskontrolle zur Entwicklungsmaßnahme „Wasserstandsabsenkung des Bierwiesenteiches (Nähe Pfaffroda)“ hinsichtlich der Etablierung von Teichbodenvegetation. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie.

13 Literatur

- ALBRECHT, H., LADWIG, R., KUGLER, J. (2001): UNESCO-Welterbe „Montanregion Erzgebirge“. Auszüge aus dem Abschlussbericht (Machbarkeitsstudie). www.wiwi.tu-freiberg.de/iwtg/unesco/docs/studie_machbarkeit.pdf (Stand: 19.09.2006).
- ARTS, G.H.P., VAN DER HEIJDEN, R.A.J.M. (1990): Germination ecology of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. *Aquatic Botany* 37: 139-151.
- AVNIMELECH, Y., KOCHVA, M., HARGREAVES, J.A. (1999): Sedimentation and resuspension in earthen fish ponds. *Journal of the world aquaculture society* 30: 401-409.
- BALDAUF, K. (2001): Ein Beitrag zur Flora der Stillgewässer im mittleren Erzgebirge. *Beiträge zum Naturschutz im Mittleren Erzgebirge* 1: 48-55.
- BEIJERINCK, W. (1947): *Zadenatlas de nederlandsche Flora*. H.Vennmann & Zonen Verlag, Wageningen.
- BERGLUND, B.E. (Hrsg.) (1986): *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. Wiley & Sons, Chichester etc..
- BERNHARDT, K.-G. (1993): Untersuchungen zur Besiedlung und Dynamik der Vegetation von Sand- und Schlickpionierstandorten. *Dissertationes Botanicae*, Band 202. Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart.
- BERNHARDT, K.-G. (2005): Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*), eine im Boden verborgene botanische Kostbarkeit. *Pulsatilla* 8: 49-53.
- BLAB, J. (1984): *Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere*. Kilda-Verlag, Bonn.
- BOEDELTE, G., BAKKER, J. P., BEKKER, R. M., VAN GROENENDAEL, J. M., SOESBERGEN, M. (2003): Plant dispersal in a lowland stream in relation to occurrence and three specific life-history traits of the species in the species pool. *Journal of Ecology* 91: 855-866.
- BÖHNERT, W. (2001): *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens*. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege.
- BOJNANSKY, V., FARGASOVA, A. (2007): *Atlas of Seeds and Fruits of Central and East-European Flora*. Springer, Dordrecht.
- BONN, S., POSCHLOD, P. (1998): *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Quelle and Meyer, Wiesbaden.
- BROSE, U. (2001): Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland. *Ecography* 24: 722-730.
- CAPPERS, R. T. J., BEKKER, R. M., JANS, J.E.A. (2006): *Digitale Zadenatlas van Nederland*. Groningen Archaeological Studies. Volume 4., Barkhuis Publishing & Groningen University Library, Groningen.
- CATLING, P. M. (2009): *Coleanthus subtilis* (poaceae), new to Northwest Territories, and its status in North America. *Rhodora* 111: 109-119.
- CLAPHAM, A.R., TUTIN, T.G., WARBURG, G.F. (1981): *Excursion Flora of the British Isles*. Cambridge University Press, Cambridge.
- CLAUS, S. (2010): Einfluss des Bespannungsregimes von Bergwerksteichen auf das Vorkommen von Diasporen der Teichbodenvegetation. Studienarbeit, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- CLIFFORD, H.T. (1956): Seed dispersal on footwear. *Proceedings of the Botanical Society of the British Isles* 2:129-131.
- CONERT, H.J. (1998): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Bd. 1, Teil 3: Spermatophyta: Angiospermae, Monocotyledones 1 (2) Poaceae. 3. Aufl. Parey, Berlin.
- COOK, C.D.K. (1987): Dispersion in aquatic and amphibious vascular plants. In: CRAWFORD, R.M.M. (Hrsg.): *Plant life in aquatic and amphibious habitats*. Blackwell, Oxford. S. 179-190.
- DANVIND, M., NILSSON, C. (1997): Seed floating ability and distribution of alpine plants along a northern Swedish river. *Journal of Vegetation Science* 8: 271-276.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl. Eugen Ulmer, Stuttgart.

- FABISZEWSKI, J., CEBRAT, J. (2003): *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidl – A new species to the Polish vascular flora. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 72: 135-138.
- FENNER, M., THOMPSON, K. (2005): *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FLEISCHER, B. (2002): *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidl - ein Neufund für die Oberlausitz. *Sächsische Floristische Mitteilungen* 7: 14-19.
- FLORAWEB (www.floraweb.de, Stand: 15.06.2010).
- FRANK, D., KLOTZ, S. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. *Wissenschaftliche Beiträge, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg* 21: 1-167.
- GÖHLER, N. (2010): Bedeutung des aktuellen und historischen Bespannungsregimes von Gewässern im mittleren Erzgebirge für das Vorkommen von Teichbodenvegetation. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, in Vorbereitung.
- 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. Abschlussbericht zum gleichnamigen Projekt. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Naturschutzzentrum Freiberg.
- GOLDE, A. (2007): Die Teichbodenvegetation des Inselteiches Helbigsdorf und ihre Beziehung zu den Nanocyperion-Gesellschaften der Freiburger Bergbauteiche. *Mitteilungen des Naturschutzzentrums Freiberg* 3: 2-8.
- GÜNTHER, A. (2005): Kleine Mosaikjungfer *Brachytron pratense* (Müller, 1764). In: BROCKHAUS, T., FISCHER, U. (Hrsg.) (2005): *Die Libellenfauna Sachsens*. Natur & Text, Rangsdorf: 150-154.
- GÜNTHER, A., LIEBSCHER, K. (1997): Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG „Großhartmannsdorfer Großeich“. Im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung, Naturschutzzentrum Freiberg.
- HANF, M. (1999): *Ackerunkräuter Europas mit ihren Keimlingen und Samen*. 4. Aufl. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München.
- HEJNÝ, S. (1969): *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL in der Tschechoslowakei. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 4: 345-399.
- HEMPEL, R. (2007): Sedimentologische und geochemische Untersuchungen eines Bohrkernes des Großhartmannsdorfer Großeichs bei Freiberg/Sachsen. Bachelorarbeit, Lehrstuhl für Physische Geographie der Friedrich-Schiller-Universität Jena, unveröffentlicht.
- HÜTTER, L. A. (1990): *Wasser und Wasseruntersuchung*. 4. Aufl., Otto Salle Verlag, Frankfurt am Main und Verlag Sauerländer, Aarau.
- HUTCHINSON, G. E. (1975): *A Treatise on limnology, Vol. III: Limnological Botany*. Wiley, New York.
- INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSFORSCHUNG UND NATURSCHUTZ HALLE (Hrsg.) (1974): *Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik*, Bd. 5. Urania, Leipzig, Jena, Berlin.
- IRMSCHER, B. (1994): Beitrag zur Vegetation auf nacktem Teichschlamm des Berthelsdorfer Hüttenteichs bei Freiberg in Sachsen. *Veröff. Mus. Naturk. Chemnitz* 17: 67-82.
- JOHANSSON, M.E., NILSSON, C., NILSSON, E. (1996): Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science* 7: 599-608.
- JOHN, H. (in Vorb.): Vegetationsökologie und -historie als Basis für nachhaltigen Artenschutz am Beispiel des Scheidenblütgrases *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidl.
- JOHN, H. (2007a): Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietshistorie und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz. 1. Zwischenbericht an die DBU, unveröffentlicht.
- JOHN, H. (2007b): Revierwasserlaufanstalt Freiberg. In: GRÜNE LIGA OSTERZGEBIRGE E.V. (Hrsg.): *Naturführer Ost-Erzgebirge 2: Natur des Ost-Erzgebirges im Überblick*. Sandstein Verlag, Dresden: 152-155.
- JOHN, H., SCHÖNE, S. (2002): Vegetationsökologische Untersuchungen der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften im Großhartmannsdorfer Großeich. Studienarbeit, AG Biologie/Ökologie des Interdisziplinären Ökologischen Zentrums der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.

- JURASKY, K. (1938): Die alten Bergwerksteiche als Umwelt reichen Pflanzenlebens. Mitteilungen Naturwissenschaftlicher Verein Freiberg 3: 34-40.
- KALBE, L. (1997): Limnische Ökologie. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart, Leipzig.
- KASPER, T. (2007): Sedimentologische und geochemische Untersuchungen von Bohrkernen des Berthelsdorfer Hüttenteiches bei Freiberg/Sachsen. Bachelorarbeit, Lehrstuhl für Physische Geographie der Friedrich-Schiller-Universität Jena, unveröffentlicht.
- KERNER V. MARILAUN, A. (1898): Pflanzenleben 2: Geschichte der Pflanzen. 2. Aufl., Bibliographisches Institut, Leipzig, Wien.
- KHARKEVICH, S.S. (1985): Vascular Plants of the Soviet Far East, Vol. 1: General Part, Lycopodiophyta, Juncaceae, Poaceae (Graminae). Nauka, Leningrad.
- KLOTZ, S., KÜHN, I., DURKA, W. (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M., VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Bd. 28. Landwirtschaftsverlag, Hilstrup: 21-187.
- KRIECHBAUM, M., KOCH, M. (2001): *Coleanthus subtilis* (Poaceae) - wiederentdeckt. Neilreichia 1: 51-56.
- KUGLER, J. (2002): Marketingstudie „Montanregion Erzgebirge“ im Rahmen des UNESCO-Projektes „Montanregion-Erzgebirge“. www.wiwi.tu-freiberg.de/iwtg/unesco/docs/studie_marketing.pdf (Stand: 19.09.2006)
- KUGLER, J. (2008): Archivstudien zur Historie des Großhartmannsdorfer Großteichs. Bericht an die AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- LACROIX, P., MAGNANON, S., LE BAIL, J. (2006): Plan de conservation en faveur du coléanthe délicat (*Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidl.) en région Pays de la Loire. Conservatoire Botanique National de Brest, Antenne régionale des Pays de la Loire.
- LAHL, B., KUGLER, J. (2005): Alles kommt vom Bergwerk her – Das große Buch vom Bergbau im Erzgebirge. Chemnitzer Verlag.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (2001): Die Tier- und Pflanzenarten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. Sonderheft: 110-111.
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1999): Übersichtskarte der Böden. Atlas zur Geschichte und Landeskunde von Sachsen. Bd. A4.
- LANG, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Gustav Fischer, Jena.
- LFU (Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hrsg.) (2009): Strandling *Littorella uniflora* (L.) Ascherson. Merkblatt Artenschutz 3, 2. Aufl..
- LFUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (2008): 1887 Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*). In: Erfassung und Bewertung der Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) in den FFH-Gebieten des Freistaates Sachsen, Arbeitsmaterialien. [http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/documents/1887_Scheidenbluet-gras.pdf] (Stand 15.06.2010).
- LUDWIG, G., MAY, R., OTTO, C. (2007): Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen – vorläufige Liste. BfN-Skripten 220.
- MANNFELD, K., RICHTER, H. (1995): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde 238, Zentralausschuss für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, Trier.
- MANNFELD, K., SYRBE, R.-U. (2008): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 257, Deutsche Akademie für Landeskunde, Selbstverlag, Leipzig, 288 S.
- MARTIN, A.C., BARKLEY, W.D. (2004): Seed Identification Manual. The Blackburn Press, Caldwell, New Jersey.
- MEIBNER, K. (2008): Analysen zum Potenzial der hydrochoren Diasporenausbreitung bei ausgewählten Arten der Teichbodenvegetation. Studienarbeit, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.

- MEIBNER, K. (2010): Der Einfluss des Lagerungsmilieus auf die Keimfähigkeit ausgewählter Arten der Teichbodenvegetation sowie Untersuchungen zur hydrochoren Ausbreitung über das Kunstgrabensystem. Diplomarbeit, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- MIEKLEY, B. (2010): Archivstudien zur Historie des Berthelsdorfer Hüttenteichs. Bericht an die AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- NSI (NATURSCHUTZINSTITUT FREIBERG) (2008): 3. Zwischenbericht zum Projekt: Managementplan für das SCI 3E „Freiberger Bergwerksteiche“ und das SPA 67 „Großhartmannsdorfer Großteich“. Im Auftrag des Umweltfachbereichs des Regierungspräsidiums Chemnitz, unveröffentlicht.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- OLIAS, M. (2009): Zusammenstellung von Nachweisen des Scheidenblütgrases im Erzgebirge. Ergebnisbericht an die AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- OLIAS, M., GÜNTHER, A., SCHULENBURG, J. GOLDE, A., HEINZE, A., SEMMIG, J., SIEG, S. (2010): Managementplan für das SCI 3E „Freiberger Bergwerksteiche“ und das SPA 67 „Großhartmannsdorfer Großteich“. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Außenstelle Zwickau, Sachgebiet Naturschutz.
- PEDERSEN, O., ANDERSEN, T., IKEJIMA, K., HOSSAIN, M.Z., ANDERSEN, F.O. (2006): A multidisciplinary approach to understanding the recent and historical occurrence of the freshwater plant, *Littorella uniflora*. *Freshwater Biology* 51: 865-877.
- PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A. (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. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.
- PETZOLD, S. (2002): Untersuchungen zum Diasporenvorrat im Schlamm des Oberen Teiches in Großhartmannsdorf unter besonderer Berücksichtigung von *Coleanthus subtilis*. Studienarbeit, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- PIETSCH, W. (1973): Beitrag zur Gliederung der europäischen Zwergbinsengesellschaften (Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. & Tx. 1943). *Vegetatio* 28: 401-438.
- PIETSCH, W. (1977): Beitrag zur Soziologie und Ökologie der europäischen Littorelletea- und Utricularietea-Gesellschaften. *Feddes Repertorium* 88: 141-245.
- PIETSCH, W. (1999): Zum Keimverhalten ausgewählter Arten mitteleuropäischer Zwergbinsengesellschaften. - Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 17: 261-274.
- PIETSCH, W. & MÜLLER-STOLL, W. (1964): Die Zwergbinsen-Gesellschaften der nackten Teichböden im östlichen Mitteleuropa, Eleocharito-Caricetum bohemicae. *Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 13: 14-47.
- POSCHLOD, P., BONN, S., BAUER, U. (1996): Management Stehgewässer. Ökologie und Management periodisch abgelassener und trockenfallender kleiner Stehgewässer im schwäbischen und ober-schwäbischen Voralpengebiet - Vegetationskundlicher Teil. In: ZINTZ, K., POSCHLOD, P. (Hrsg.) (1996): Ökologie und Management periodisch abgelassener und trocken fallender kleinerer Stehgewässer im ober-schwäbischen und schwäbischen Voralpengebiet, Veröffentlichungen Projekt Angewandte Ökologie 17: 287-501, Karlsruhe.
- PRAEGER, R.L. (1913): On the buoyancy of the seeds of some Britannic plants. *Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society* 14: 13-62.
- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 35. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.
- RIDLEY, H.N. (1930): The dispersal of plants throughout the world. L. Reeve & Co, Ashford.
- ROBE, W.E., GRIFFITHS, H. (1992): Seasonal variation in the ecophysiology of *Littorella uniflora* (L.) Ascherson in acidic and eutrophic habitats. *New Phytologist* 120: 289-304.
- ROBE, W.E., GRIFFITHS, H. (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.

- ROBE, W.E., GRIFFITHS, H. (2000): Physiological and photosynthetic plasticity in the amphibious, freshwater plant, *Littorella uniflora*, during the transition from aquatic to dry terrestrial environments. *Plant, Cell and environment* 23: 1041-1054.
- ROZHEVITS, R.Y., SHISHKIN, B.K. (Hrsg.) (1985): Flora of the U.S.S.R. Vol. II. Gramineae. Bishen Singh Mahendra Pal Singh and Koeltz Scientific Books. Dehra Dun, Koenigstein.
- SALISBURY, E. J. (1942): The reproductive capacity of plants. Bell, London.
- SALISBURY, E. J. (1967): The reproduction and germination of *Limosella aquatica*. *Annals of Botany* 31: 147-162.
- 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.
- SCHMIDT, P. A., HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, A., WALTER, B., WENDEL, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200 000. - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden: Sächs. Landesamt für Umwelt u. Geol. 230 S.
- SCHORLER, B. (1904): *Coleanthus subtilis* Seidl., ein Bürger der deutschen Flora. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 22: 524-526.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G., WÖRZ, A. (1996): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 5. Ulmer, Stuttgart.
- SIEBER, H.-U. (1992): Talsperren in Sachsen. Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Sebald Sachsendruck GmbH, Plauen.
- SIELAND, R., TAUTENHAHN, K., JOHN, H., MEIßNER, K., ACHTZIGER, R. (2008): Zeitliche Entwicklung des Strandlings (*Littorella uniflora*) und der Gewässertrübung in vier Freiburger Bergwerksteichen im Jahr 2006. *Mitteilungen des Naturschutzesinstitutes Freiberg* 4: 46-61.
- SOMMERHÄUSER, M. (2005): Gewässer ohne Wasser? – Ökologie und Management temporärer Gewässer. In: BfG-Veranstaltungen 5/2005 „Erfahrungen zur Niedrigwasserbewirtschaftung“, Koblenz: 68-78.
- SSYMAN, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E., MESSER, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.
- ŠUMBEROVA, K., HORAKOVA, V., LESOSOVA, Z. (2005): Vegetation dynamics on exposed pond bottoms in the Ceskobudejovicka basin (Czech Republic). *Phytocoenologia* 35: 421-448.
- TARAN, G.S. (1994): Floodplain Ephemereum of Middle Ob – a New Class for Siberia, Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. et Tx. 1943 on the Northern Border of Expansion. *Siberian Journal of Ecology* 1(6): 578-582.
- TÄUBER, T. (1998): Methode zur Durchführung von Keimungsversuchen unter definierten Temperatur- und hydrologischen Bedingungen. *Tuexenia* 18: 473-476.
- TÄUBER, T. (2000): Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoëto-Nanojuncetea) in Niedersachsen. Verbreitung, Gliederung, Dynamik, Keimungsbedingungen der Arten und Schutzkonzepte. Cuvillier, Göttingen.
- TÄUBER, T., PETERSEN, J. (2000): Isoëto Nanojuncetea (D1) Zwergbinsen-Gesellschaften. In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 7. Selbstverlag der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e.V., Göttingen.
- TAUTENHAHN, K., SIELAND, R. (2007): Methodische Untersuchungen zum Lichtklima in flachen Gewässern: Die Trübung als potenzieller Einflussfaktor für die Ausbildung von Strandlingsbeständen (*Littorella uniflora*). Studienarbeit, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- UHLIG, J. (1934): Die Schlammränder des Großhartmannsdorfer Großteichs als Siedlungsstätte einer höchst eigenartigen Pflanzengesellschaft. *Mitteilungen des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz*, Bd. XXIII 1-4: 28-50.
- UHLIG, J. (1939): Die Gesellschaft des nackten Teichschlammes (*Eleocharetum ovatae*). In: KÄSTNER, M., FLÖßNER, W., UHLIG, J. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften des westsächsischen Berg- und Hügellandes (Flussgebiet der Freiburger und Zwickauer Mulde). 1. Teil. Verlag des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz e.V., Dresden.

- VAHLE H.-C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Niedersachsen. In: NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 22: 1-157.
- VAN DEN BROEK, T., VAN DIGGELEN, R., BOBBINK, R. (2005): Variation in seed buoyancy of species in wetland ecosystems with different flooding dynamics. *Journal of Vegetation Science* 16: 579-586.
- VON LAMPE, M. (1996): Wuchsform, Wuchsrhythmus und Verbreitung der Arten der Zwergbinsengesellschaften. *Dissertationes Botanicae* 266.
- VON TÜMPLING, W., FRIEDRICH, G. (Hrsg.) (1999): Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung – Band 2: Biologische Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- VOPPEL, K. (1941): Das Landschaftsbild des Erzgebirges unter dem Einflusse des Erzbergbaues. *Wissenschaftliche Veröffentlichungen des Deutschen Museums für Länderkunde* 9. Leipzig.
- WAGENBRETH, O., WÄCHTLER, E. (1988): Der Freiburger Bergbau - Technische Denkmale und Geschichte. 2. Aufl., Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 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. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, unveröffentlicht.
- WILSDORF, H. (1964): Umriss der alten Bergmännischen Wasserwirtschaft auf dem Freiburger Bergrevier. In: NATURKUNDEMUSEUM FREIBERG (Hrsg.): Festschrift zum 100 Jährigen Bestehen des Naturkundemuseums Freiberg: 107-152.
- WINKLER, C. (2010): Erfolgskontrolle zur Entwicklungsmaßnahme „Wasserstandsabsenkung des Bierwiesenteiches (Nähe Pfaffroda)“ hinsichtlich der Etablierung von Teichbodenvegetation. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, unveröffentlicht.

Anhang

Anhang A: Karte der Revierwasserlaufanstalt

Anhang B: Charakterisierung der Pflanzenarten

Anhang C: Gebietsgeschichte

C1: Ausgewählte Risse des Berthelsdorfer Hüttenteichs

C2: Bespannungshistorie / Pegelstände ausgewählter Teiche

Anhang D: Vegetationskarten Bierwiesenteich (Entwicklungsmaßnahme)

Anhang A

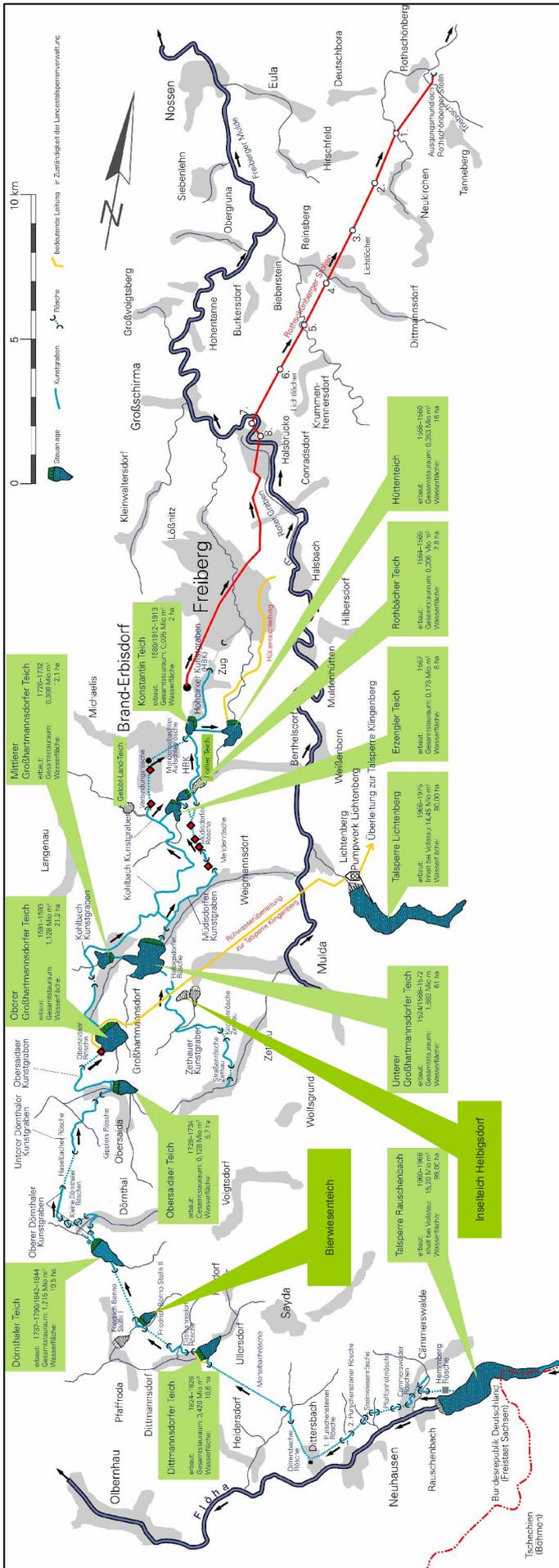


Abb. A1: Das Kunstgraben- und Teichsystem der Revierwasserlaufanstalt Freiberg mit den Sedimentprobenahmepunkten in den Kunstgräben bzw. Röschen (rote Rauten) (Kartengrundlage: LTV).

Anhang B: Charakteristika der ausgewählten Pflanzenarten

Tabelle B-1: Charakterisierung der ausgewählten Pflanzenarten (Fotos H. John, A. Günther).

Pflanzenart	<i>Coleanthus subtilis</i> (Tratt.) Seidel Scheidenblütgras	<i>Limosella aquatica</i> L. Schlammiling	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L. Sumpf-Ruhrkraut	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult. Nadel-Sumpfsimse	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch. Strandling
					
Schutzstatus/Gefährdung (* nach FloraWeb)	einheimisch	einheimisch	einheimisch	einheimisch	einheimisch
floristischer Status *	streng geschützt	nicht besonders geschützt	nicht besonders geschützt	nicht besonders geschützt	nicht besonders geschützt
BArtSchV	Anhang II, IV	keine FFH-Art	keine FFH-Art	keine FFH-Art	keine FFH-Art
FFH	ja	nein	nein	nein	nein
Berner Konvention	7 weltweit gefährdet	1 zentral-europaweit ungefährdet	keine Angaben	zentral-europaweit ungefährdet	zentral-europaweit stark gefährdet
Gefährdung weltweit*, Europa*, Zentraleuropa*	3+ gefährdet/R extrem selten	ungefährdet/3 gefährdet	ungefährdet/ungefährdet	3 gefährdet/V Vorwarnliste	2 stark gefährdet/2 stark gefährdet
RL Dt./RL Sachsen	Ausbleibende Neubildung v. Kies- und Schlammflächen, Intensive Teichwirtschaft *; Veränderungen im hydrologischen Regime von Fließgewässern od. Teichen (dauerhafte Stauhaltung/permanentes Trockenfallen), Austrocknung der oberen Bodenschichten z.B. bei zu raschem Absinken des Wasserstands, Eutrophierung der Gewässer und Böden (PETERSEN et al. 2003)	Keine Angaben *	Keine Angaben *	Ausbleibende Neubildung von Kies- und Schlammflächen, Regulierung großer Flüsse, Intensive Teichwirtschaft *	Eutrophierung, Betreten u. Befahren, Wellenschlag durch Motorschiffe, Bootsverkehr *; Nährstoffanreicherung (PEDERSEN et al. 2006), dadurch entstehende Algenmatten, hoher Fischbesatz (Entwurzelung, Eintrübung), Konkurrenz durch andere Wasserpfl., Zuwachsen mit höherwüchsigen Pfl. (z.B. Röhricht), zu hohe Wassertemp. durch anhaltend warmes Wetter, fehlendes Trockenfallen, Treibholz, Überbauung, Uferbefestigung, starke genetische Isolation (LfU 2007)
Gefährdungsursachen	besonders hoch/ sehr hoch	allgemeine Verantwortlichkeit/ gering	allgemeine Verantwortlichkeit/ keine bes. Verantwortlichkeit	allgemeine Verantwortlichkeit/ gering	Daten ungenügend, evtl. erhöhte Verantwortlichkeit zu vermuten/ mittlere Verantwortlichkeit
Verantwortlichkeit Dt. (Ludwig et al. 2007*)					

Pflanzenart	<i>Coleanthus subtilis</i> (Tratt.) Seidel Scheidenblütgras	<i>Limosella aquatica</i> L. Schlammiling	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L. Sumpf-Ruhrkraut	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult. Nadel-Sumpfsimse	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch. Strandling
Biologische Merkmale (nach FloraWeb)					
Familie	Poaceae	Scrophulariaceae	Asteraceae	Cyperaceae	Plantaginaceae
Lebensform	Therophyt	Therophyt	Therophyt	Hydrophyt, Hemikryptophyt	Hydrophyt, Hemikryptophyt
Morphologie	2-8 cm. Pfl niederliegend. Scheiden kahl, etwas aufgeblasen. Ährchen 2-4 mm lg, ohne Grannen, mit abgerundeten Spelzen, ohne Hüllspelzen. Ährchen kugelig gebüscht	2-10(-20) cm. Stg stielrund, durch lange Ausläufer kleine Rasen bildend. Blätter (2-) 11(-18) cm lg, pfrieml. bis spatelig, fleischig, gestielt, kahl (winzige, sitzende Drüsen). Blattstiel mit nebenblättnh. kantigen Scheidenlappen. Blüten 3-10 mm Durchmesser, fast radiär, weißl. bis rötl., kurze Kronröhre oft gelbl., Schlund offen. Frucht: rundl. Kapsel, 2,5-4 mm lg, 1,5-3 mm br; submerse Pfl. haben geringere Anz. Ausläufer als terrestr. Form (VON LAMPE 1996)	5-25 cm. Pfl vom Grund an mit ausgebreiteten Ästen. Blätter linealisch bis längl. spatelig, graufilzig. Köpfchen zu 3-10 in dichten Knäueln, von den obersten Blättern überragt. Blüten gelbl.	3-15(-20) cm. Pfl mit Ausläufern. Stg sehr dünn, 4-kantig, glatt, hellgrün. Ährchen zugespitzt, 2-4(-7) mm lg, 1-2 mm br, meist 5-8-blütig. Unterste Spelze stigmfassend, nicht anders gestaltet als die übrigen. keine od. bis zu 4 sehr hinfallige Perigonborsten, bis etwa 1/2 so lg wie die Nüsschen, Narben 3;	(2-) 4-12(-15) cm. Ausläufer bis 15 cm lg, dichte Rasen bildend. Blätter bis zu 30 in Rosetten, je nach Wasser- od. Landform verändert. Blätter kahl bis schwach behaart, Durchmesser rundl. bis oval, am Grund scheidig. Blüten unscheinbar, röhrenförmig, 4-6 mm lg, hellbräunl., in 1-5(-8) Blütenständen mit je 1 gestielten männl. Blüte u. 2-3 am Grund in den Achseln stehenden weibl. Blüten
Blattausdauer	sommergrün	überwinternd grün	vorsommergrün	überwinternd grün	überwinternd grün
Lebensraum (* nach FloraWeb)	kurzlebige Schlammboden-Pionierfluren (Hauptvorkommen)*	kurzlebige Schlammboden-Pionierfluren (Hauptvorkommen)*	kurzlebige Schlammboden-Pionierfluren (Schwerpunktvorkommen), Acker u. kurzlebige Unkrautfluren (Hauptvorkommen)*	nährstoffarme Gewässer (Schwerpunktvorkommen), kurzlebige Schlammboden-Pionierfluren (Hauptvorkommen)*	nährstoffarme Gewässer (Hauptvorkommen)*, Talsperren, Teiche und Seen in Europa (CLAPHAM et al. 1981)
Pflanzengesellschaft	Schwerpunktvorkommen Assoziation Cypero-Limoselletum (Oberd. 1957) Korn. 1960 *	Kennart Assoziation Cypero-Limoselletum (Oberd. 1957) Korn. 1960 *	Kennart Ordnung Cyperetalia fuscii Pletsch 1963 (Nanocyperetalia Klika 1935 n.n.), Hauptvorkommen Klasse Secalinetea Br.-Bl. 1951 *	Kennart Assoziation Littorella uniflora-Ges. *	Kennart Ordnung Littorelletalia W.Koch 1926 *
					Oft in Vermengung mit Isoetoneanajuncetea (LfU 2009)

Pflanzenart	<i>Coleanthus subtilis</i> (Tratt.) Seidel Scheidenblütgras	<i>Limosella aquatica</i> L. Schlammiling	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L. Sumpf-Ruhrkraut	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult. Nadel-Sumpfsimse	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch. Strandling
Standorteigenschaften					
Zeigerwerte:					
Lichtzahl	9 = Volllichtpflanze 7 = Wärmezeiger	7 = Halblichtpflanze 6 = Mäßigwärme- bis Wärmezeiger	7 = Halblichtpflanze 6 = Mäßigwärme- bis Wärmezeiger	7 = Halblichtpflanze 5 = Mäßigwärmezeiger	7 = Halblichtpflanze 5 = Mäßigwärmezeiger
Temperaturzahl	5 = See-/Steppen- Übergangsklima zeigend	3 = See- bis gemäßigtes Seeklima zeigend	4 = gemäßigtes Seeklima zeigend	3 = See- bis gemäßigtes Seeklima zeigend	2 = Seeklima zeigend
Kontinentalitätszahl	Übergangsklima zeigend	8 = Feuchte- bis Nässezeiger	7 = Feuchtezeiger	10 = Wechselwasserzeiger	10 = Wechselwasserzeiger
Feuchtezahl	Feuchtwechsel:	Feuchtwechsel:	Feuchtwechsel: keinen	Feuchtwechsel: keinen	Feuchtwechsel: keinen
Reaktionszahl	Überschwemmung zeigend	Überschwemmung zeigend	Wechsel d. Feuchte zeigend	Wechsel d. Feuchte zeigend	Feuchte zeigend
Stickstoffzahl	3 = Säurezeiger	7 = Schwachbasenzeiger	4 = Säure- bis Mäßigsäurezeiger	indifferent bezüglich	7 = Schwachbasenzeiger
Schwermetallresistenz	2 = ausgesprochene Stickstoffarmut bis Stickstoffarmut zeigend	3 = Stickstoffarmut anzeigend	4 = Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreichtum zeigend	2 = ausgesprochene Stickstoffarmut bis Stickstoffarmut zeigend	2 = ausgesprochene Stickstoffarmut bis Stickstoffarmut zeigend
Bodenreaktion	nicht schwermetallresistent	nicht schwermetallresistent	nicht schwermetallresistent	nicht schwermetallresistent	nicht schwermetallresistent
Bodenreaktion	sauer (OBERDORFER 2001, VON LAMPE 1996), kalkarm (PETERSEN et al. 2003)	mäßig bis mild sauer (pH 4,8- 8,2) (OBERDORFER 2001)	basenreich, meist kalkarm, neutral bis mäßig sauer (OBERDORFER 2001)	basenreich (OBERDORFER 2001), kalkarm (VON LAMPE 1996)	basenreich (OBERDORFER 2001), karbonatarm (schwach gepuffert) (ROBE & GRIFFITHS 1992)
Nährstoffgehalt Sediment/Gewässer- trophie		nährstoffreich (OBERDORFER 2001)	+/- nährstoffreich (OBERDORFER 2001)	mäßig nährstoffreich (OBERDORFER 2001)	nährstoffarm (oligotroph) (ROBE & GRIFFITHS 1992); oligo-mesotroph (OBERDORFER 2001)
Sonstige Substrat- eigenschaften	Schlammböden (PETERSEN et al. 2003), hohe Wasserkapazität (VON LAMPE 1996)	humos (OBERDORFER 2001); sowohl auf tonhaltigen als auch auf schlammigen Böden und auf Kiessand, optimal: schlammige, langfristig wassergesättigte Böden (beim Austrocknen sterben Pfl ab (VON LAMPE 1996)	+/- humos (OBERDORFER 2001), kiesig-sandig und schlammig od. reine Lehm- und Tonböden (VON LAMPE 1996), gelegentlich durchfeuchtet mit zwischenzeitlicher Aus- trocknung (VON LAMPE 1996)	+/- humos (OBERDORFER 2001) Sandig (VON LAMPE 1996), auch auf versalzten Standorten (VON LAMPE 1996)	Etwas schlammige Sand-, Kies- und Geröllböden, Salztolerant (LfU 2009)
Menschlicher Einfluss (nach FloraWeb)	2-3: sehr gering bis mäßig	2-3: sehr gering bis mäßig	3-5: mäßig bis stark	2-3: sehr gering bis mäßig	2-3: sehr gering bis mäßig
Ökologie					
Überstau / Wassertiefe	Überflutung in der Jugendphase wird nicht ertragen (PETERSEN et al. 2003)	Verträgt Überflutung mit bis zu 50 cm mächtiger Wassersäule. Kann bei 15 cm Tiefe gesamten Lebenszyklus durchlaufen; je mächtiger die Wassersäule, umso geringer Anteil blühender Indiv. (VON LAMPE 1996)	Keimpflanzen wachsen unter Wasser nur sehr langsam u. verkümmern, ähnlich verhalten sich ständiger Nässe ausgesetzte größere Individuen, im Stadium d. Fruchtreife wird mehrtägige Überstauung hingegen vertragen (VON LAMPE 1996)	Bis in 80 cm Wassertiefe (Glück1911, zitiert in VON LAMPE 1996)	An Überstau angepasst. In Klarseen bis in 3 m (nach LfU 2009 max. 4 m) Wassertiefe (nach FloraWeb), submerse Bestände können in größeren Gewässern die Vegetation im flachen, lichtdurchfluteten Bereich (Litoral) dominieren. Bei flachen Oberflächen- gewässern breiten sich die Pflanzen z.T. über den gesamten Grund aus (HUTCHINSON 1975)

Pflanzenart	<i>Coleanthus subtilis</i> (Tratt.) Seidel Scheidenblütgras	<i>Limosella aquatica</i> L. Schlammiling	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L. Sumpf-Ruhrkraut	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult. Nadel-Sumpfsimse	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch. Strandling
vegetative / generative Vermehrung	nein ja	ja ja (bei Wassertiefen >20 cm unterbleibt Blütenbildung oft gänzlich (VON LAMPE 1996))	nein ja	ja ja (submerse Individ. Bilden nur sehr selten Ährchen (VON LAMPE 1996))	ja ja (aber nicht submers, nach Trockenfallen schnelle Blütenbildung (ROBE & GRIFFITHS 1998))
Keimungsbedingungen	Temperaturschwankungen von mehr als 20 K, Maximaltemperaturen >30°C, submers keine bzw. sehr geringe Keimrate (VON LAMPE 1996)	bei Höchsttemp. v. 22°C tendenziell geringere Keimfähigkeit. als bei 29 u. 33°C, Frostvorbehandlung oder Temp.erhöhung v. 29 auf 33 °C hat keinen Einfluss (TÄUBER 2000), mehrere Generationen/a möglich (SALISBURY 1967, vgl. VON LAMPE 1996), ohne Überstau keine Keimung (VON LAMPE 1996)	Temperaturen zwischen 13 u. 38 °C, Höchsttemperaturen <28 °C zögern den Keimbeginn um weitere 6-10 d hinaus, Submerse Keimung möglich (VON LAMPE 1996)	Generell sehr geringe Keimraten von max. 5% (sowohl auf feuchtem Substrat als auch unter Wasser), vegetative Vermehrung ist bedeutsamer (VON LAMPE 1996)	Optimal unter Vollicht, Temperatur von 20°C auf wassergesättigtem, kalkfreiem Substrat (ARTS & VAN DER HEIDEN 1990) Steigerung der Keimfähigkeit durch tägliche Temperaturwechsel und vorausgehende Austrocknung (ARTS & VAN DER HEIDEN 1990)
Bestäubung (nach FloraWeb)	Windbestäubung	Insektenbestäubung, Selbstbestäubung	Insektenbestäubung, Selbstbestäubung	Windbestäubung	Windbestäubung
Blühphase (* nach FloraWeb)	keine Angabe*, in Dtlid. meist August bis Oktober (PETERSEN et al. 2003)	keine Angabe*	Hochsommer*	Ende Frühsommer*	Hochsommer* Hauptblütezeit zw. Mai und Juni (Niedrigwasser) (LfU 2009)
Dauer zwischen Keimung u. Samenreife	6-7 Wochen (HEJNÝ 1969), 40-60 Tage (VON LAMPE 1996)	45-70 Tage (VON LAMPE 1996)	50-70 Tage (VON LAMPE 1996)	110 Tage (VON LAMPE 1996)	
Anzahl Samen pro Blütenstand pro Pflanze	je Dolde 3-20 einblü. Ährchen, insges. zw. 32-157 Ährchen pro Synfloreszenz (VON LAMPE 1996); 1-50 Halme pro Pfl. (HEJNÝ 1969)	durchschnittl. 117 Samen/Kapsel (SALISBURY 1967), 92-110 Samen/Kapsel (VON LAMPE 1996); durchschnittl. 31 Blü bzw. Kapseln/Pfl. (SALISBURY 1942), Anz. d. Blü zw. 1 (lehmiges Substrat, abtrocknender Kiesel) u. 16 (8 cm tiefes Wasser) (VON LAMPE 1996)	51-89 Samen je Köpfchen, 2 bis 500 Köpfchen je Pflanze (VON LAMPE 1996)	1-15 Samen je Fruchtstand, 8-12 Fruchtstände je Sprossbüschel (VON LAMPE 1996)	8.5 (± 3.38) pro Pflanze (ROBE & GRIFFITHS 1998)
Samenmaße [mm] (nach VON LAMPE 1996) / V=Samenvolumen [mm ³] (eigene Berechn.)	0,9*0,3*0,2 V= 0,054	0,55*0,3*0,25 V=0,041	0,6*0,17*0,17 V=0,017	1,0*0,5*0,25 V= 0,125	2,5*1,25*1,25 (eigene Messung) V=3,906
Samengewicht	0,029 - 0,033 mg (HEJNÝ 1969); 0,0522 - 0,0606 mg (MEISNER 2008)	0,0124 - 0,0148 mg (MEISNER 2008)	0,007 - 0,0096 mg (MEISNER 2008)		1,16 mg (MEISNER 2008) 1,0 mg (± 0,03) (ARTS & VAN DER HEIDEN 1990)

Pflanzenart	<i>Coleanthus subtilis</i> (Tratt.) Seidel Scheidenblütgras	<i>Limosella aquatica</i> L. Schlammiling	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L. Sumpf-Ruhrkraut	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult. Nadel-Sumpfsimse	<i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch. Strandling
Oberflächenstruktur der Samen (nach BEIJERINCK 1947)	Wabenförmig rau, Vorhandensein von Deck- und Vorspelze	stark ausgeprägte Längskanten, leicht wulstige Querrippen	feinwarzig rau oder glatt, mit Pappus	querverbundene Längsrippen, deutlicher Griffelrest an der Spitze	wellig, teilweise vollständiger Griffel und Periant
Ausbreitung (*nach Frank & Klotz 1990)	Kletttausbreitung° v.a. Mäwe u. Stockente (HEJNÝ 1969); äußerst geringe Festigkeit d. Synfloreszenzachsen => Teilblü.stände brechen leicht als Ganzes ab (= Ausbreitungseinheit?) (VON LAMPE 1996)	Wasserausbreitung° Kletttausbreitung, Vögel (BROSE 2001, KERNER V. MARILAU 1898, zitiert in BONN & POSCHLOD 1998)	Windausbreitung (°, VON LAMPE 1996), Kletttausbreitung°, Ameisenausbreitung°, Viehexkremente (RIDLEY 1930), Schuhe (CLIFFORD 1956, zitiert in BONN & POSCHLOD 1998)	Windausbreitung°, Kletttausbreitung° Vögel (KERNER V. MARILAU 1898, zitiert in BONN & POSCHLOD 1998)	Selbstausbreitung (°, OBERDORFER 2001) Windausbreitung°
Schwimmfähigkeit der Samen	bis zu einer Woche (VON LAMPE 1996), von 200 Samen nach 10 d noch 100% schwimmend (VON LAMPE 1996)	Keine Schwimmfähigkeit (PRAEGER 1913); von 200 Samen nach 10 d noch 63% schwimmend (VON LAMPE 1996)	Keine Schwimmfähigkeit (PRAEGER 1913); von 200 Samen nach 10 d noch 100% schwimmend (VON LAMPE 1996)	von 200 Samen nach 10 d noch 100% schwimmend (VON LAMPE 1996)	
Samenbank Keimfähigkeit	20 Jahre (LFUG 2008), langlebig (PETERSEN et al. 2003)	dauerhaft, mehrere Jahrzehnte (unsicher) (POSCHLOD et al. 1996); 18 Mon. alte, trockene Samen keimten nicht (TAUBER 2000; vgl. SALISBURY 1970)	100 Jahre (OBERDORFER 2001)	> 50 Jahre, aber geringe Keimfähigkeit (< 13,3%) (ARTS & VAN DER HEIDEN 1990)	
Physiologische Besonderheiten					während des Trockenfallens Umstellung von CAM (verbesserte CO ₂ -Aufn. aus Wasser) auf effektiveren C3-Typ, dadurch hohe Wachstumsraten, um schnell zur Blüte zu kommen (ROBE & GRIFFITHS 2000)
Strategie (nach FloraWeb)	Ruderalstrategie	Ruderalstrategie	Ruderalstrategie	intermediärer Strategietyp	keine Angaben

Anhang C: Gebietshistorie / Anhang C1: Historische Risse des Berthelsdorfer Hüttenenteichs

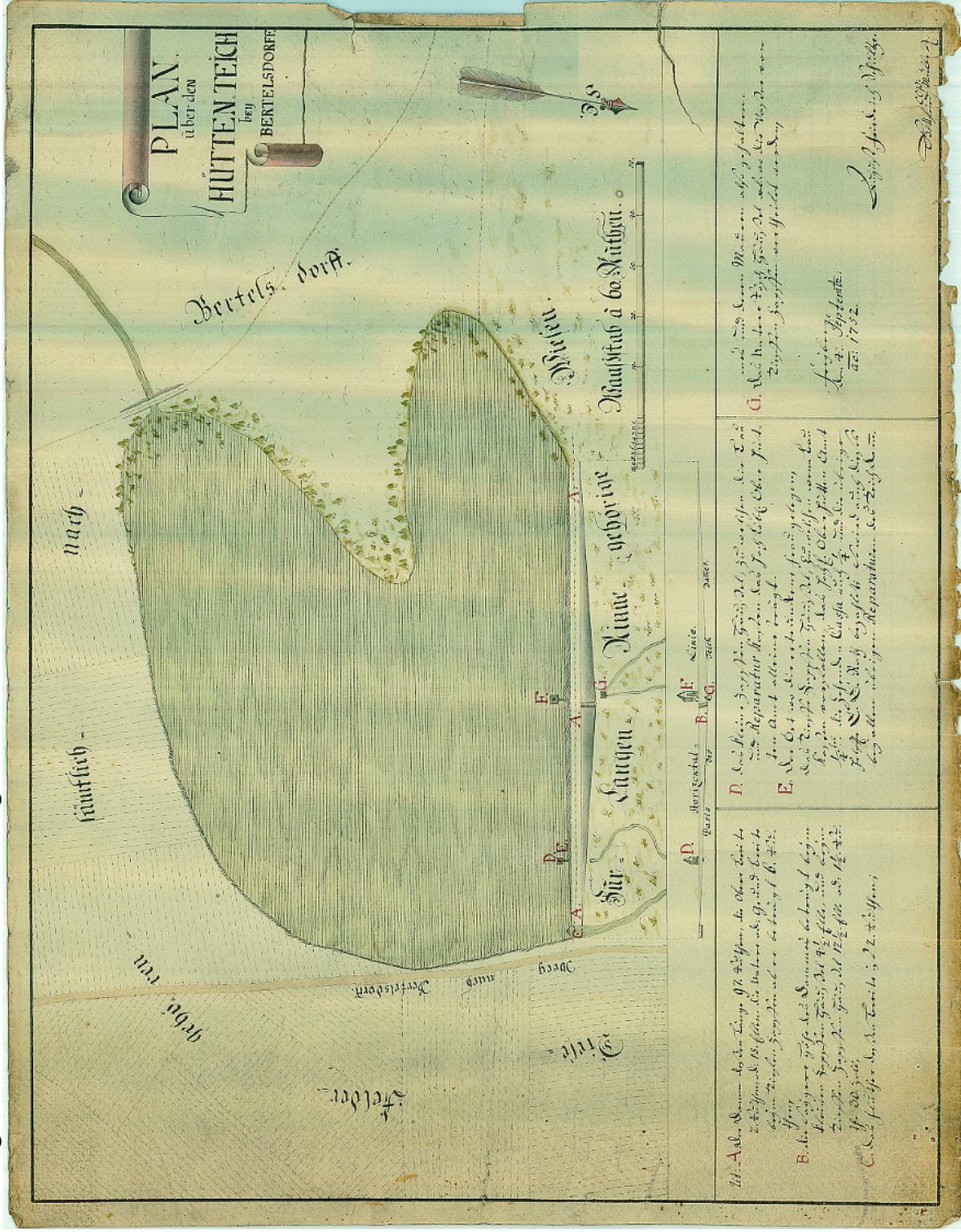


Abb. C1-1: Kopie eines historischen Risses des Berthelsdorfer Hüttenenteichs aus dem Jahr 1752 (Quelle: Bergarchiv Freiberg).

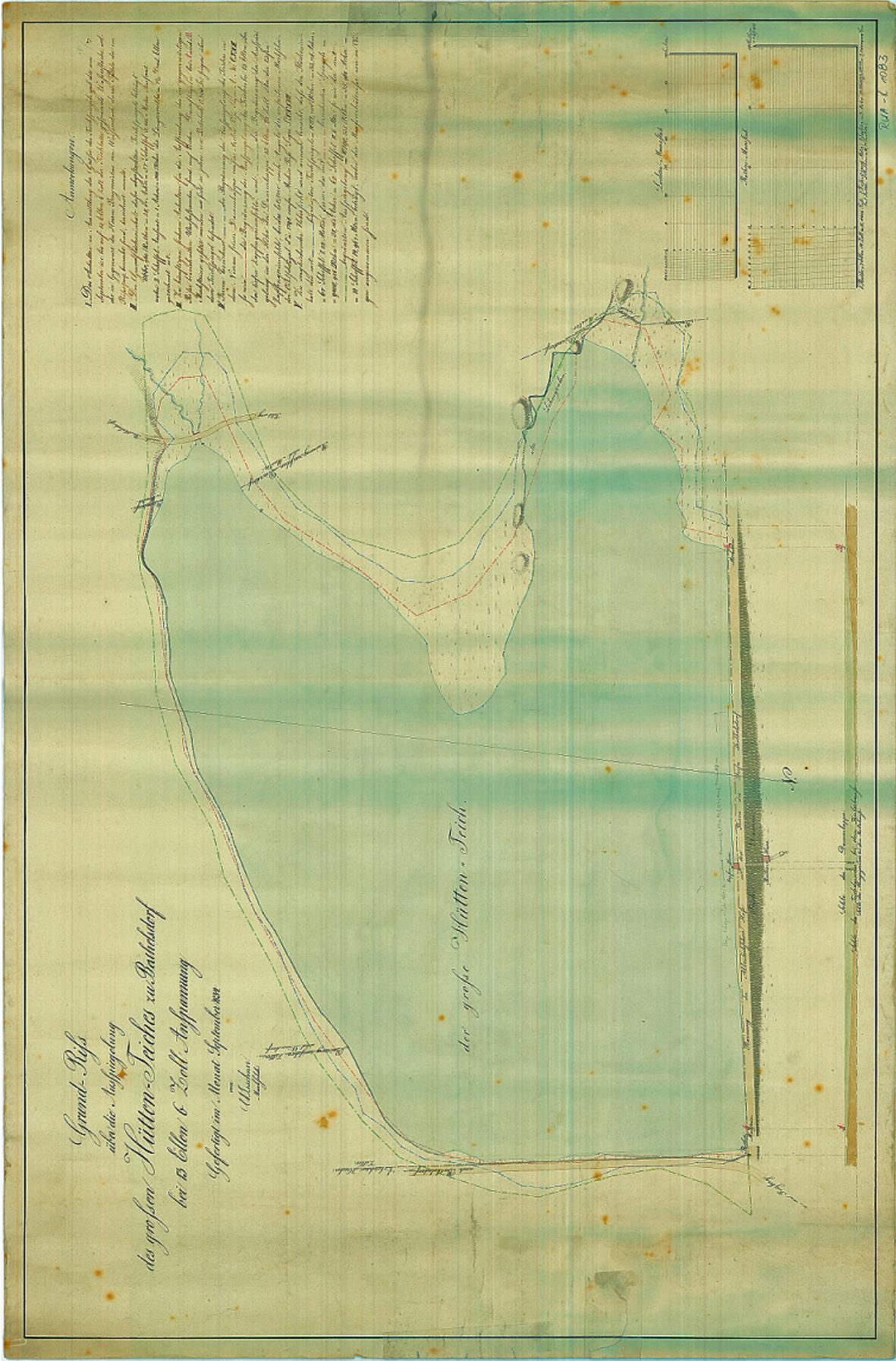
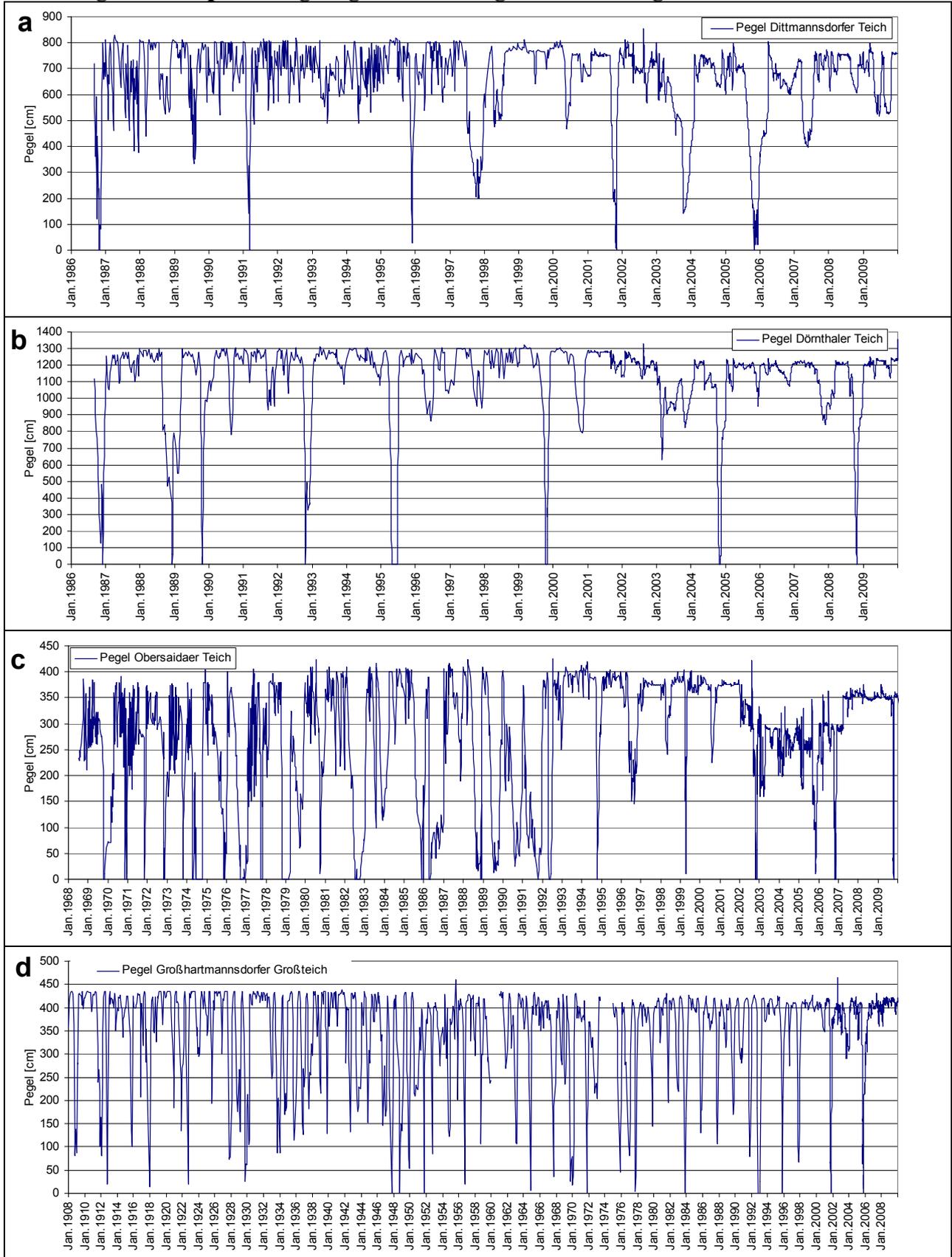
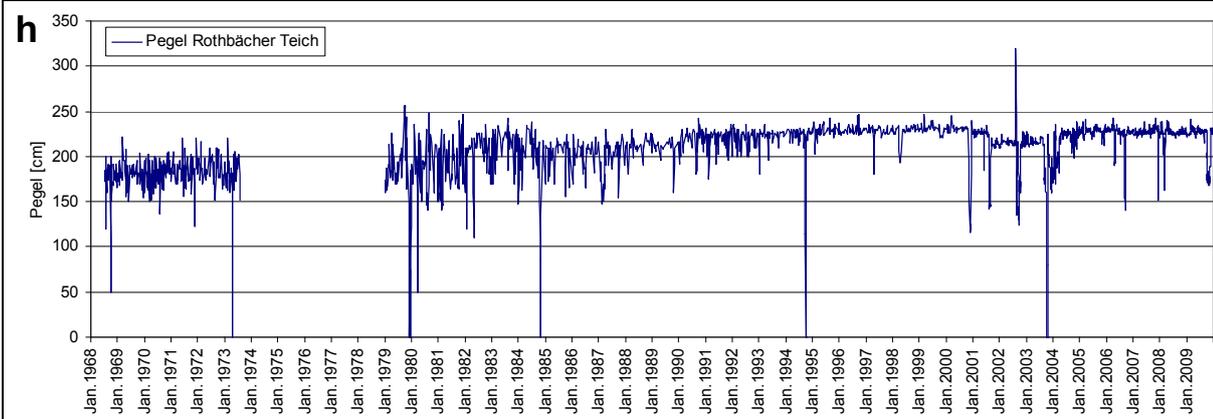
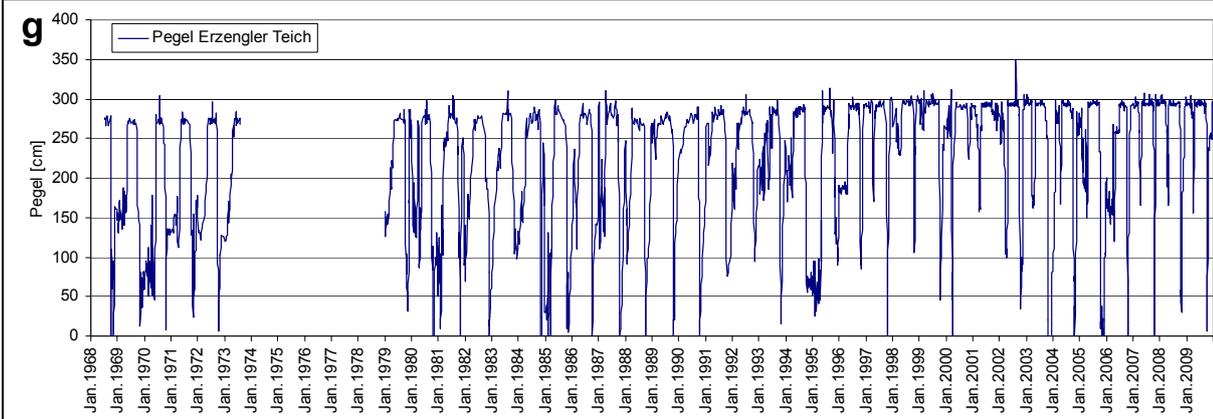
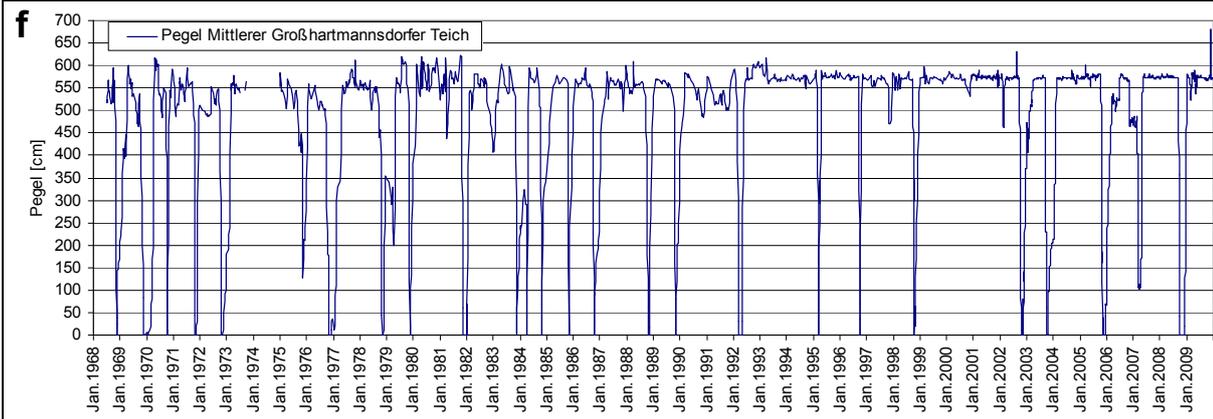
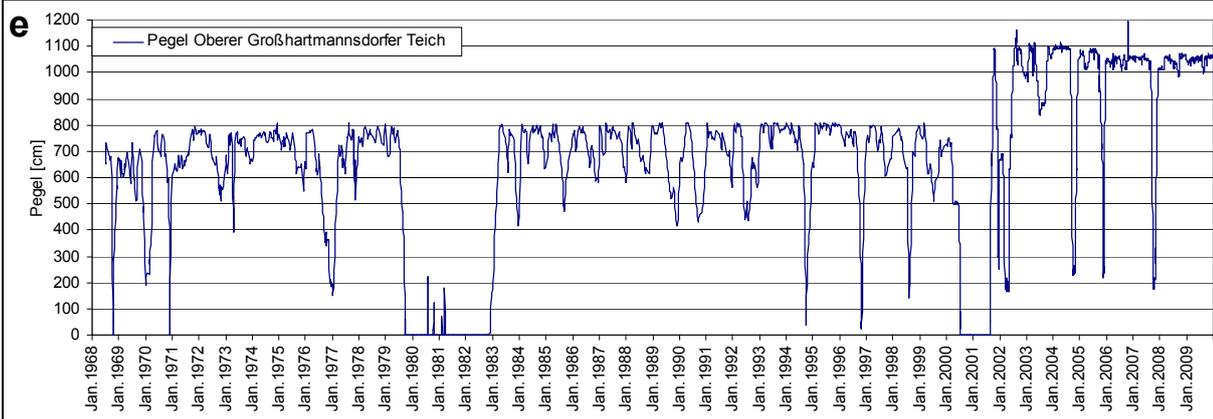


Abb. C1-2: Kopie eines historischen Risses des Berthelsdorfer Hütenteichs aus dem Jahr 1834 (Quelle: Bergarchiv Freiberg).

Anhang C2: Bespannungsregime und Pegelstände ausgewählter Teiche





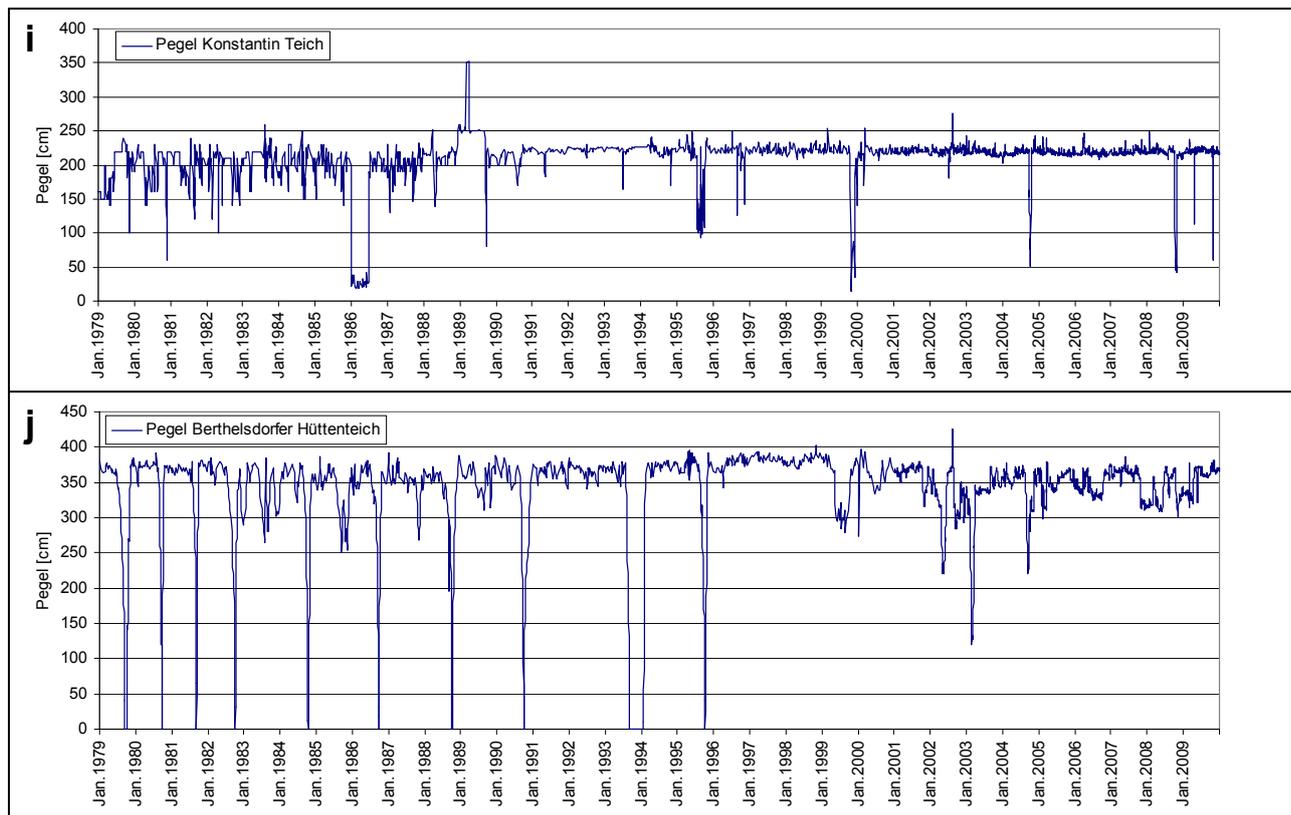
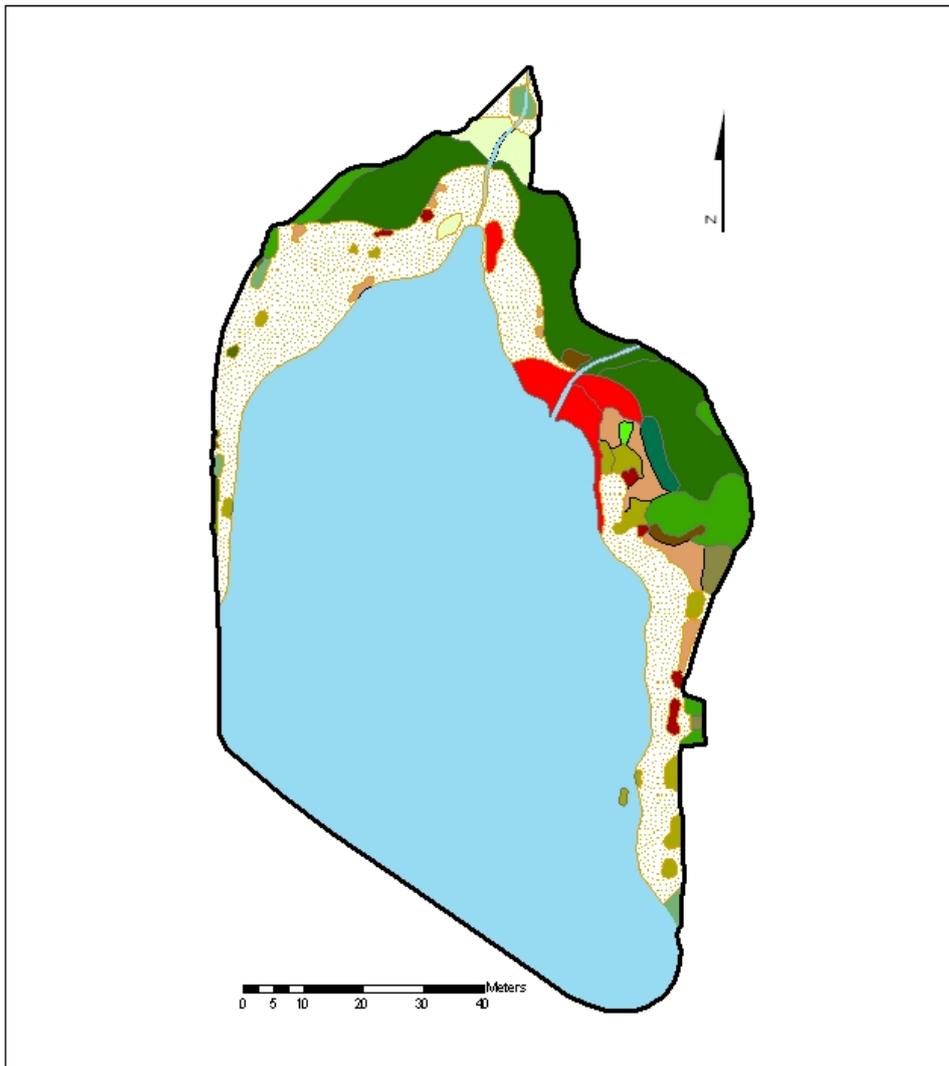


Abb. C2-1: Pegelstände ausgewählter Teiche pro Jahr (unterschiedliche Zeiträume): (a) Dittmansdorfer Teich, (b) Dörnthalener Teich, (c) Obersaidaer Teich, (d) Großhartmannsdorfer Großteich, (e) Oberer Großhartmannsdorfer Teich, (f) Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich, (g) Erzensgler Teich, (h) Rothbacher Teich, (i) Konstantin Teich, (j) Berthelsdorfer Hüttenteich (Quelle: Teichbücher der LTV; aus GÖHLER 2010).

Anhang D: Vegetationskarten Bierwiesenteich



Legend

Kartierung vom 4.6.2008

	Wasserfläche		Eleocharis acicularis-Dominanzbestand
	offene Teichbodenflächen		Littorello-Eleocharitetum acicularis
	Callitriche palustris-Bestand		Littorella uniflora-Dominanzbestand
	Isoeto-Nanojuncetea, typische Ausprägung		Eleocharis palustris-Dominanzbestand
	Limosella aquatica-Dominanzbestand		Typha latifolia-Dominanzbestand, alt
	Bidens tripartita-Dominanzbestand		Typha latifolia-Carex rostrata-Bestand
			Carex rostrata-Dominanzbestand
			Carex vesicaria-Dominanzbestand
			Carex acuta-Dominanzbestand



Legend

Kartierung vom 29.8.2008

	Wasserfläche		Littorello-Eleocharitetum acicularis
	offene Teichbodenflächen		Littorella uniflora-Dominanzbestand
	Isoeto-Nanojuncetea, typische Ausprägung		Eleocharis palustris-Dominanzbestand
	Polygonum amphibium-Polygonum lapathifolium-Bestand		Typha latifolia-Dominanzbestand, neu
	Bidens tripartita-Dominanzbestand		Typha latifolia-Dominanzbestand, alt
	Eleocharis acicularis-Dominanzbestand		Typha latifolia-Carex rostrata-Bestand
			Carex rostrata-Dominanzbestand
			Carex vesicaria-Dominanzbestand
			Carex acuta-Dominanzbestand