

Nancy Göhler

Bedeutung des aktuellen und historischen Bespannungsregimes von Gewässern im Osterzgebirge für das Vorkommen des Scheidenblütgrases *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidl

Zusammenfassung

Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) ist ein typischer Vertreter der Teichbodenvegetation, jedoch heute eine gefährdete Art, die spezielle Ansprüche an das Bespannungsregime der Gewässer stellt. In den Teichen der Revierwasserlaufanstalt Freiberg konnte sie sich aufgrund der historischen Nutzungsbedingungen bereits frühzeitig ansiedeln. Dieses Vorkommen gilt es, durch ein entsprechendes Management des aktuellen Bespannungsregimes zu erhalten.

Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt finanzierten Projekts „Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietshistorie und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz“ wurde das historische Bespannungsregime von zehn Teichen untersucht, um zu ermitteln, in welchen Zeiträumen das Durchlaufen des gesamten Lebenszyklus von *Coleanthus subtilis* bis hin zur Samenreife potenziell möglich war und welchen Einfluss das historische Bespannungsregime auf die heutige Bestandssituation der Art in den Gewässern hatte. Dabei spielen insbesondere der Zeitpunkt des Ablassbeginns, die Dauer und Intensität der Absenkung sowie die Häufigkeit der Wasserspiegelschwankungen eine Rolle.

Die Analyse der Pegelaufzeichnungen zeigte deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Teichen auf, deren Ursache vor allem in der Nutzung des jeweiligen Gewässers zu suchen war. Der Dittmannsdorfer Teich, der Dörnthalener Teich, der Obersaidaer Teich, der Obere und Untere Großhartmannsdorfer Teich sowie der Berthelsdorfer Hüttenteich boten dabei überwiegend gute Wachstumsbedingungen für *Coleanthus subtilis*. Seit den 1990er Jahren zeichnen sich in einigen dieser Gewässer jedoch Änderungen im Bespannungsregime ab, die eine vollständige Entwicklung der Art bis zur Samenreife nur noch selten ermöglichen und damit den Fortbestand der Art im Untersuchungsgebiet gefährden. Lediglich im Dittmannsdorfer Teich sowie im Unteren Großhartmannsdorfer Teich gelangen in den letzten Jahren noch regelmäßige Nach-

weise von *Coleanthus subtilis*. Es ist daher dringend erforderlich, das aktuelle Bespannungsregime auf Grundlage der ermittelten Erkenntnisse anzupassen.

Einleitung

Die Revierwasserlaufanstalt Freiberg (RWA) stellt ein einzigartiges System aus Teichen, Kunstgräben und Röschen (unterirdische Wasserstollen) dar. Aufgrund des historischen Bespannungsregimes dieser Gewässer konnte sich bereits kurz nach deren Anlage ab dem 16. Jahrhundert ein typischer Vertreter der Teichbodenvegetation ansiedeln – das Scheidenblütgras *Coleanthus subtilis* (JOHN et al. 2010). Die Art ist auf ein Trockenfallen des Teichbodens angewiesen, um ihren Lebenszyklus vollständig bis hin zur Samenreife durchlaufen zu können (HEJNÝ 1969).

Coleanthus subtilis gilt nach der Roten Liste Deutschlands als gefährdet (KORNECK et al. 1996), wobei Sachsen eine hohe Verantwortlichkeit für den Erhalt der Art zukommt (LUDWIG et al. 2007, BUDER & SCHULZ 2010). Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt finanzierten Projekts „Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietshistorie und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz“ (GehVege; Fördernr. 24796-33/2) erfolgten umfangreiche Studien zum Vorkommen der Art, ihrer Lebensweise, den Standortansprüchen sowie Gefährdungsursachen (JOHN et al. 2010). Dabei zeigte sich, dass ein angepasstes Bespannungsregime eine wesentliche Voraussetzung für ihren Erhalt bildet. Grundlage dafür sind Kenntnisse der bisherigen Verhältnisse.

Im Rahmen der Arbeit von GÖHLER (2011) wurde deshalb mit Hilfe von langjährigen Aufzeichnungen des Wasserstandes von zehn Teichen mit unterschiedlichem Bespannungsregime analysiert, in welchen Zeiträumen das Durchlaufen des gesamten Lebenszyklus von *Coleanthus subtilis* bis hin zur Samenreife potenziell möglich war und welchen Einfluss das historische Bespannungsregime auf die heutige Bestandssituation der Art in den Gewässern hatte.

Untersuchungsgebiet

Das System der RWA ist südlich von Freiberg im Osterzgebirge gelegen und erstreckt sich von Berthelsdorf in den unteren Lagen (446 m ü. NHN) über Dittmannsdorf (570 m ü. NHN) bis zur Talsperre Rauschenbach (598 m ü. NHN) in den Kammlagen des Erzgebirges. In diesem Bereich befinden sich die zehn für die Untersuchung ausgewählten Teiche (Tabelle 1) als Bestandteil der RWA, die durch die Landestalsperrverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb

Tabelle 1: Übersicht der betrachteten Gewässer der RWA, einschließlich wichtiger Kenndaten. Angeordnet nach ihrer Lage vom höchstgelegenen zum untersten Gewässer. Quellen: ¹JOHN et al. 2010, ²LTV 2004a, ³LTV 2004b, ⁴LTV 2014, ⁵E. Wagner, LTV, mündl. Mitteilung

Gewässer Fett = in dieser Arbeit verwendete Bezeichnung, dünn = Synonyme ¹	Entstehung ⁴	Art der Einbindung in die RWA ZA = mit Zu- u. Ablauf, A = nur Ablauf an RWA ¹	Höhenlage Stauziel/Vollstau [m ü. NHN] ⁵	Tiefe bei Stauziel/Vollstau [m] (bezogen auf RWA-Pegel) ⁵	aktuelle Nutzung ^{1,4}
Dittmannsdorfer Teich	1824–1826	(A), seit 1997 nicht mehr im System, bedarfsweise Einbindung möglich ⁵	569,52/ 570,02	7,47/ 7,97	Brauchwasser, Fischerei
Dörnthaler Teich	1790, Erweiterung 1842–1844	ZA	560,44/ 560,94	12,22/ 12,72	Trinkwasser, Fischerei
Obersaidaer Teich	1728–1734	A, seit 2008 nicht mehr im System der RWA ⁵	548,73/ 549,01	3,44/ 3,72	Trinkwasser
Oberer Großhartmannsdorfer Teich, Oberer Teich	1591–1593	ZA	533,06/ 533,31	10,75/ 11,00	Trinkwasser
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich, Neuer Teich, Bahnhofsteich	1726–1732	ZA	503,25/ 503,25	5,67/ 5,67	Brauchwasser, Badesee, Fischerei
Unterer Großhartmannsdorfer Teich, Großhartmannsdorfer Großteich, Großer Teich	1524/ 1568–1572	ZA	491,25/ 491,25	4,16/ 4,16	Brauchwasser, Fischerei
Erzengler Teich, Erzengelsteich	1567	ZA	494,72/ 494,83	2,86/ 2,97	Brauchwasser, Badesee, Fischerei
Rothbächer Teich	1564–1569	ZA	481,69/ 481,69	2,35/ 2,35	Brauchwasser, Angelgewässer
Konstantinteich	1922 erbaut, 1936 erweitert ³	ZA	473,56/ 473,56	2,07/ 2,07	Brauchwasser, Fischerei
Berthelsdorfer Hüttenteich, Großer Hüttenteich	1558–1560/ 1672 Neuanlegung nach Zerstörung/ 1822 Neuanlegung nach Dammbruch ²	ZA	445,38/ 445,68	3,54/ 3,84	Brauchwasser, Fischerei, Angelgewässer (seit 2009) ⁵

Freiberger Mulde/Zschopau, Bereichsstauemeisterei Revierwasserlaufanstalt Freiberg bewirtschaftet wird (LTV 2014).

Methodik

Digitalisierung der Teichtagebücher

Die Grundlage aller Betrachtungen zum Bespannungsregime der Bergwerksteiche im Untersuchungsgebiet bilden die Teichtagebücher der Revierwasserlaufanstalt, da anhand dieser die historische Bewirtschaftung der Gewässer nachvollzogen werden kann. Darin wurden meist täglich die Pegelstände der Gewässer handschriftlich aufgezeichnet. In GÖHLER (2011) wurden alle im Archiv der RWA vorhandenen Tagebücher zu den ausgewählten Gewässern ausgewertet. Ältere Aufzeichnungen befinden sich im Bergarchiv Freiberg und wurden in die Betrachtungen nicht mit einbezogen. Für den Obersaidaer Teich, den Oberen und Mittleren Großhartmannsdorfer Teich sowie den Erzensglengler und Rothbächer Teich lagen Daten ab 1968, für Konstantinteach und Berthelsdorfer Hüttenteach ab 1979 und für den Dittmannsdorfer und Dörnthalener Teich seit 1986 vor. Ab dem 1.1.2001 wurden diese Messwerte bereits täglich durch die RWA in digitaler Form aufgezeichnet und konnten unverändert bis zum 31.12.2009 übernommen werden. Für diese Publikation erfolgte eine Erweiterung der Datengrundlage bis zum 31.12.2012. Alle älteren, handschriftlichen Daten wurden im Rahmen der Arbeit von GÖHLER (2011) digitalisiert. Dabei konnte aufgrund des Umfangs nicht jeder Wert übertragen werden. Je nach Tiefe des Kunstteiches wurden die Pegelstände in Schritten von 10 bis 100 cm erfasst. Insbesondere bei Absenksphasen in der Vegetationsperiode wurden mehr Werte aufgenommen, um dort die Genauigkeit zu erhöhen. Zum Teil konnten jedoch die Schritte nicht enger gelegt werden, da Daten fehlten.

Für jeden Monat wurden jeweils der Maximal- und Minimal-Wert übernommen und, entsprechend dem im vorigen Absatz geschilderten Vorgehen, unterschiedlich viele dazwischen liegende Ist-Werte. Insofern vorhanden, wurden für diese Tage auch Angaben zu Temperatur, Witterung oder andere Bemerkungen übernommen.

Eine Ausnahme im Ablauf der Aufzeichnungen stellte der Untere Großhartmannsdorfer Teich dar. Für diesen wurden die Daten zum Bespannungsregime seit 1908 durch die RWA zur Verfügung gestellt (JOHN et al. 2010). Sie wurden von Frau Dr. Karla Spindler (INROS LACKNER AG, Potsdam) im Auftrag der LTV digitalisiert. Diese Werte lagen jedoch als Mittelwerte der jeweiligen Kalenderwochen ohne Datum vor. Dieses wurde anhand einer Abschätzung der Anzahl der Wochen pro Monat stückweise ergänzt. Ab 2001 konnten die Angaben der digitalen Teichtagebücher der RWA verwendet werden, in denen der Wasserstand täglich aufgezeichnet wurde.

Festlegung von Absenktiefe, Absenkdauer und Absenktermin für die potenzielle Entwicklung von *Coleanthus subtilis*

Um zu analysieren, ob die in den Tagebüchern recherchierten Absenkungen für die Entwicklung von *Coleanthus subtilis* potenziell geeignet waren, wurden Festlegungen zur Absenktiefe, Absenkdauer und zum Absenktermin getroffen. Damit die Mehrzahl der Individuen von *Coleanthus subtilis* in einem Gewässer ihren gesamten Lebenszyklus von der Keimung bis zur Samenreife durchlaufen kann, werden nach HEJNÝ (1969), GOLDE (2000), BALDAUF (2001) und JOHN et al. (2010) etwa acht Wochen benötigt. Für die vorliegende Arbeit wurde dieser Zeitraum als die für die Entwicklung von *Coleanthus subtilis* mindestens erforderliche **Dauer einer Absenkung** festgelegt. Dabei ist auch der **Zeitpunkt des Ablassbeginns** von Bedeutung. Zur Keimung von *Coleanthus subtilis* kann es im Erzgebirge ab April kommen, die Hauptblühzeit liegt im August bis September. Fallen die Bestände erst Ende August/Anfang September frei, muss die Absenkdauer bei geeigneter Witterung mindestens zehn Wochen betragen, damit die Samenreife erreicht werden kann. Besonders bei Niedrigwasserständen im Frühjahr oder Herbst wurden daher auch die Witterungsbedingungen betrachtet, um eine mögliche Verzögerung im Wachstum der Pflanzen abschätzen zu können. Als Grundlage für die Abschätzung der Witterungsbedingungen dienten die Aufzeichnung in den Teichtagebüchern der Revierwasserlaufanstalt und Klimadaten der Wetterstation Freiberg aus den jährlichen Witterungsberichten des Meteorologischen Dienstes der ehemaligen DDR von 1950 bis 1990 (V. Dunger, TU Bergakademie Freiberg, mündl. Mitt./Datenübergabe).

Auch bei der Festlegung der nötigen **Mindestabsenktiefen** wurden Angaben aus der Literatur (GOLDE 2000) sowie Kartenmaterial von Vegetationskartierungen (GOLDE 2000 und 2001) und Messungen der Gewässermorphologie (Tiefenprofile, BUSCHMANN & LANGE 2008a bis d, 2009a bis d, HOHLFELD et al. 2008) herangezogen. Die Werte wurden so gewählt, dass der überwiegende Teil der potenziell durch *Coleanthus subtilis* besiedelten Flächen im jeweiligen Gewässer frei liegt. Da für den Dörnthaler Teich keine Karte zur Gewässermorphologie vorlag, erfolgte eine Auswertung von Fotos des Gewässers und der am jeweiligen Aufnahmetag durch die LTV aufgezeichneten Pegelstände.

In Tabelle 2 sind die für *Coleanthus subtilis* nötigen Mindestabsenktiefen für die betrachteten Gewässer aufgelistet. Beim Berthelsdorfer Hüttenteich wurden dabei zwei unterschiedliche Absenktiefen festgelegt, da dort seit mindestens zehn Jahren der *Typha*-Gürtel in zunehmendem Maße in den Teich hineinwächst und die Teichbodenvegetation, insbesondere *Coleanthus subtilis*, immer weiter in Richtung Teichmitte verdrängt (A. Golde, mündl. Mitt., RICHERT et al. 2014). Damit sich dennoch größere *Coleanthus*-Bestände entwickeln können, muss der Pegel entsprechend weiter abgesenkt werden.

Tabelle 2: Erforderliche Mindestabsenktiefen für die potenzielle Entwicklung von *Coleanthus subtilis* in den ausgewählten Bergwerksteichen

Gewässer	Höhe Vollstau [m ü. NHN]	Mindestabsenktiefe	
		um ... m	auf m ü. NHN
Dittmannsdorfer Teich	570,02	3,00	567,00
Dörnthalener Teich	560,94	3,25	557,70
Obersaiaer Teich	549,01	2,50	546,50
Oberer Großhartmannsdorfer Teich	533,31	8,00	525,30
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich	503,25	2,00	501,25
Unterer Großhartmannsdorfer Teich	491,25	2,00	489,50
Erzengler Teich	494,83	1,50	493,30
Rothbacher Teich	481,69	1,00	480,70
Konstantenteich	473,56	total	472,00
Berthelsdorfer	445,68	1,00	444,70
Hüttenteich			
	bis 2000		
	ab 2001	2,00	443,70

Ergebnisse

Bespannungsregime der Teiche und Eignung für die Entwicklung von *Coleanthus subtilis*

Die Analyse des Bespannungsregimes der betrachteten zehn Teiche der Revierwasserlaufanstalt zeigte deutliche Unterschiede zwischen den Gewässern auf. Bei den meisten Teichen ergaben sich außerdem in der Vergangenheit teilweise mehrfach Änderungen im Bespannungsregime. Dies spiegelte sich auch in den potenziellen oder nachgewiesenen Vorkommen von *Coleanthus subtilis* wider.

Ein Teich, welcher insbesondere seit den 1990er Jahren günstige Bedingungen für die Entwicklung der Art bietet, ist der **Dittmannsdorfer Teich**. Sein Bespannungsregime ist beispielhaft in Abbildung 1 dargestellt. Es fanden im betrachteten Zeitabschnitt von 1986 bis 2012 alle vier bis sechs Jahre Totalentleerungen statt mit mehrfach dazwischen liegenden Teilentleerungen. Von diesen Absenkphasen eigneten sich nachweislich fünf Jahre für eine Entwicklung von *Coleanthus subtilis* bis zur Samenreife (vgl. Abbildung 4, GOLDE et al. 2010, JOHN et al. 2010, OLIAS et al. 2010). Weitere Vorkommen ohne Angaben bezüglich der Samenreife sind belegt. Dabei kam die Art 2005 aufgrund einer Totalentleerung großflächig vor, die festgelegten Kriterien waren vollständig erfüllt. Bei den übrigen Wasserstandsabsenkungen konnten sich kleinflächige Bestände entwickeln, da die geforderte Mindestabsenktiefe nicht oder erst zu spät im Herbst unterschritten wurde. Insgesamt haben sich die Bedingungen für *Coleanthus subtilis* im Dittmannsdorfer Teich verbessert, da sich die Entleerungen vor 1997 nicht als potenzielle

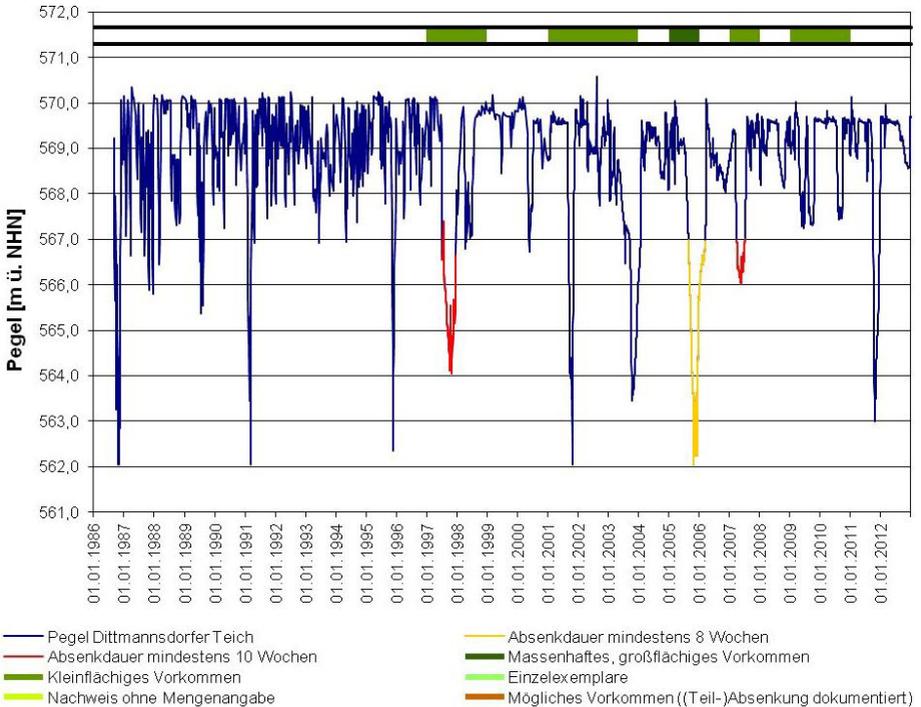


Abbildung 1: Pegelstände des Dittmannsdorfer Teiches von 1986 bis 2012. Dargestellt sind die für eine Entwicklung von *Coleanthus subtilis* ermittelten potenziell geeigneten Zeiträume, in denen die festgelegte Mindestabsenktiefe unterschritten wurde sowie die tatsächlichen Nachweise von *Coleanthus subtilis* (horizontaler Balken über der Pegelkurve).

Entwicklungszeiträume eigneten. Ab 1997 konnte sich die Art jedoch alle ein bis fünf Jahre bis zur Samenreife entwickeln.

Weitere Gewässer, die mindestens während bestimmter Zeitschnitte ein für die Entwicklung von *Coleanthus subtilis* günstiges Bespannungsregime aufwiesen, sind der Dörnthalter Teich, der Obersaidaer Teich, der Obere und Untere Großhartmannsdorfer Teich sowie der Berthelsdorfer Hüttenteich.

Beim **Dörnthalter Teich** änderte sich die Häufigkeit der Totalentleerungen von Absenkungen in fast jedem Jahr in den 1980er Jahren hin zu Abständen von drei bis fünf Jahren nach 1990 (vgl. GÖHLER 2011). *Coleanthus subtilis* konnte sich im betrachteten Zeitraum sechsmal mindestens kleinflächig (Kriterien nicht erfüllt) bis zur Samenreife entwickeln, in zwei weiteren Jahren waren die festgelegten Kriterien erfüllt, es fehlen jedoch Nachweise in der Literatur (Abbildung 4). Insbesondere in den 1990er Jahren fand *Coleanthus subtilis* gute Bedingungen vor. Die letzte vollständige Entwicklung fand 2004 statt, womit

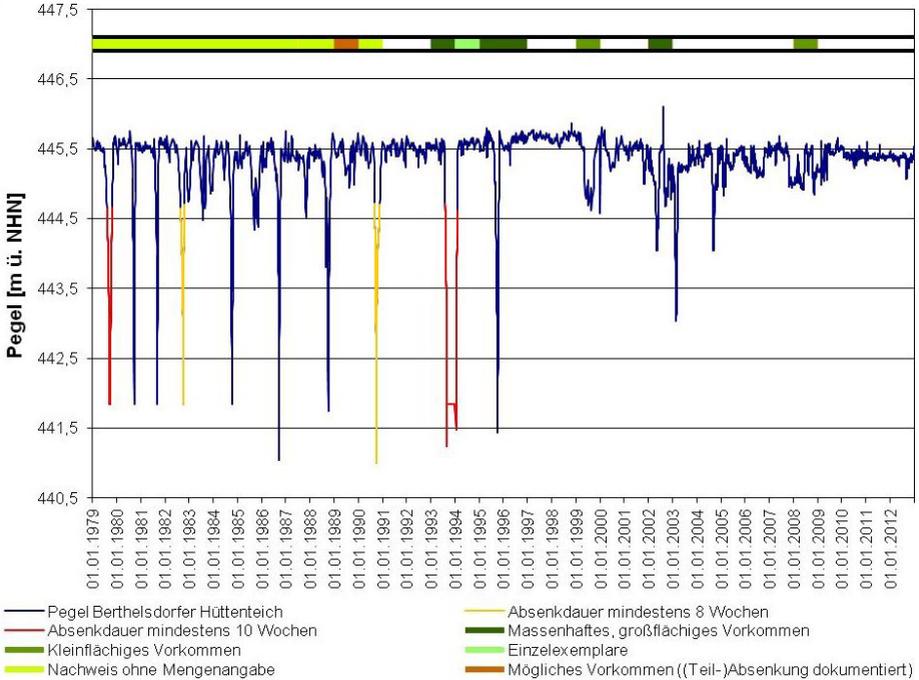


Abbildung 2: Pegelstände des Berthelsdorfer Hüttenteiches von 1979 bis 2012. Dargestellt sind die für eine Entwicklung von *Coleanthus subtilis* ermittelten potenziell geeigneten Zeiträume, in denen die festgelegte Mindestabsenktiefe unterschritten wurde sowie die tatsächlichen Nachweise von *Coleanthus subtilis* (horizontaler Balken über der Pegelkurve).

sich eine Verschlechterung im Besspannungsregime abzeichnet (GOLDE 2000, GOLDE et al. 2010, JOHN et al. 2010, OLIAS et al. 2010).

Der **Obersaidaer Teich** wurde von 1968 bis Ende 1991 fast jedes Jahr abgelassen und bot insgesamt achtmal günstige Bedingungen für eine großflächige Entwicklung von *Coleanthus subtilis* (festgelegte Kriterien erfüllt; Abbildung 4). Seitdem wurden die Totalentleerungen seltener und der Teich wurde mehrfach nur teilentleert. Die Diasporenbank der Art wurde wahrscheinlich seit rund 20 Jahren nicht mehr erneuert. Um 1990 ist letztmalig ein Nachweis belegt (GOLDE 2000).

Auch im **Oberen Großhartmannsdorfer Teich** verschlechterten sich die Bedingungen für *Coleanthus subtilis*. Während einer Totalentleerung von 1979 bis 1982 zur Durchführung einer Entschlammung konnte sich die Art großflächig entwickeln (GOLDE et al. 2010). Zudem fanden von 1989 bis 1999 insgesamt sechs Teilentleerungen statt, in denen sich zumindest kleinflächige Bestände bildeten (festgelegte Kriterien nicht erfüllt; GOLDE 2000, OLIAS et al. 2010). Die letzte

Bestandesentwicklung bis zur Samenreife fand im Jahr 2000 statt, im Herbst 2007 keimte die Art zwar zahlreich aus, konnte die Entwicklung jedoch nicht beenden (OLIAS et al. 2010). Dieser Teich zeichnet sich insgesamt durch ein sehr variables Bespannungsregime im betrachteten Zeitraum aus. So fanden zwar fast jedes Jahr im Herbst/Winter Teilentleerungen statt, die Abstände zwischen vollständigen Entleerungen schwanken aber im Bereich von einem bis zwölf Jahren. Dagegen stand der Teich bereits zweimal über mehrere Jahre hinweg leer. So konnte sich *Coleanthus subtilis* alle ein bis sieben Jahre entwickeln (Abbildung 4).

Der **Untere Großhartmannsdorfer Teich** besitzt mit rund 100 Jahren die längste Datenreihe aller betrachteten Gewässer und aufgrund des für *Coleanthus subtilis* günstigen Bespannungsregimes auch mit Abstand die meisten potenziellen und nachweislichen Entwicklungszeiträume (Abbildung 4). Von 1908 bis etwa 1976 traten unregelmäßige, aber häufige Totalentleerungen alle ein bis fünf Jahre auf, außerdem zahlreiche Teilentleerungen (vgl. GÖHLER 2011). Danach etablierte sich ein regelmäßiger Ablasszyklus mit vollständigen Entleerungen alle zwei Jahre, ab etwa 1997 alle vier bis fünf Jahre. So gelangte *Coleanthus subtilis* wahrscheinlich in 40 Jahren mit Abständen von ein bis sechs Jahren zur Samenreife. Bei den für *Coleanthus subtilis* ermittelten potenziell für eine Entwicklung geeigneten Zeiträumen begann die Absenkung jedoch oft erst Ende August/Anfang September. Die letzte vollständige Bestandesentwicklung innerhalb des Untersuchungszeitraums fand 2005 statt (GOLDE 2007, GOLDE et al. 2010, OLIAS et al. 2010). 2010 keimte die Art zwar großflächig aus, die Samenreife wurde jedoch aufgrund des frühen Wasserspiegelanstiegs wahrscheinlich nicht erreicht (John et al. 2014).

Auch das Bespannungsregime des **Berthelsdorfer Hüttenteiches** eignete sich bisher gut für die Entwicklung von *Coleanthus subtilis*, die Bedingungen scheinen sich jedoch zu verschlechtern, was in Abbildung 2 gut erkennbar ist. Von 1979 bis 1995 fanden alle ein bis zwei Jahre Totalentleerungen statt, seitdem jedoch lediglich drei Teilentleerungen. *Coleanthus subtilis* blühte bis zu sechzehnmal alle ein bis acht Jahre (IRMSCHER 1994, GOLDE 2000, GOLDE et al. 2010, OLIAS et al. 2010). Die letzte großflächige Entwicklung bis zur Samenreife erfolgte 2002 (OLIAS et al. 2010). Nach JOHN et al. (2010) keimte die Art bei einer Teilabsenkung 2008 zwar kleinflächig aus, konnte die Samenreife jedoch nicht erreichen (Abbildung 4).

Im Gegensatz zu den bisher behandelten Teichen boten die übrigen vier Kunstteiche deutlich schlechtere Wachstumsbedingungen für *Coleanthus subtilis*.

Der **Rothbacher Teich** weist dabei von allen Gewässern das Bespannungsregime mit den schlechtesten Bedingungen für ein Wachstum der Teichbodenvegetation auf, was Abbildung 3 verdeutlicht. Es fanden seit 1968 nur sehr wenige Totalentleerungen statt und diese ausschließlich im Winterhalbjahr. Auch war die Dauer der Absenkung jeweils sehr kurz. Dadurch ergab sich für *Coleanthus subtilis* bis

2010 kein potenzieller Entwicklungszeitraum (Abbildung 4). Nachdem jedoch 2008 ein Samen von *Coleanthus subtilis* im Schlamm des Gewässers nachgewiesen werden konnte, gelang im Jahr 2010 der Erstdnachweis, als der Teich wegen Baumaßnahmen vollständig entleert war (GOLDE et al. 2011).

Sowohl im Mittleren Großhartmannsdorfer Teich als auch beim Erzengler Teich fanden zwar regelmäßig vollständige Entleerungen statt, jedoch aufgrund der Nutzung als Badegewässer jeweils erst in den Monaten Oktober/November (vgl. GÖHLER 2011). So wurde der **Mittlere Großhartmannsdorfer Teich** vor 1990 alle ein bis zwei Jahre vollständig abgelassen, danach alle ein bis vier Jahre. Nachweise von *Coleanthus subtilis* finden sich in GOLDE et al. (2010) aus den Jahren 1975 und 1976, jedoch ohne Angaben zum Erreichen der Samenreife. Zudem wäre eine Entwicklung potenziell auch 2008 möglich gewesen, ein sicherer Nachweis existiert jedoch nicht (Abbildung 4).

Auch der **Erzengler Teich** wurde im betrachteten Zeitraum fast jedes Jahr vollständig entleert oder zumindest teilentleert (vgl. GÖHLER 2011). Dennoch ergab sich auch hier für *Coleanthus subtilis* nur ein potenziell geeigneter Entwicklungszeitraum im Jahr 1970, allerdings nicht durch einen Nachweis belegt (Abbildung 4).

Im **Konstantinteich** wurde die Art bis 2012 nicht nachgewiesen. Er ist das flachste aller betrachteten Gewässer (vgl. Tabelle 1) und wurde selbst zum Abfischen nur teilweise um 0,5 bis 1,5 m abgesenkt, wobei sich die Abstände im Verlauf der Jahre vergrößerten. Von den zwei im Betrachtungszeitraum durchgeführten Totalentleerungen hätte sich lediglich eine im Jahr 1986 für die Entwicklung von *Coleanthus subtilis* geeignet (Abbildung 4).

Diskussion

Einfluss des Bespannungsregimes auf die Entwicklung von *Coleanthus subtilis*

Für das Bespannungsregime der betrachteten Teiche wurden vier Komponenten berücksichtigt: Dauer der Absenkung, Zeitpunkt des Ablassbeginns, Intensität der Absenkung und Häufigkeit solcher Pegelschwankungen. Diese Faktoren besitzen einen mehr oder weniger starken Einfluss auf die Bestandesentwicklungen von *Coleanthus subtilis* (vgl. RICHERT et al. 2014).

Die optimale **Dauer der Absenkung** liegt in einem relativ eng begrenzten Zeitfenster. *Coleanthus subtilis* benötigt eine gewisse Zeit vom Beginn der Absenkung an, bis der überwiegende Teil der Pflanzen reife Karyopsen gebildet hat. Diese Dauer wurde, je nach Witterung, für die Analyse der potenziell geeigneten Entwicklungszeiträume auf acht bis zehn Wochen festgelegt (vgl. Kapitel Methodik).

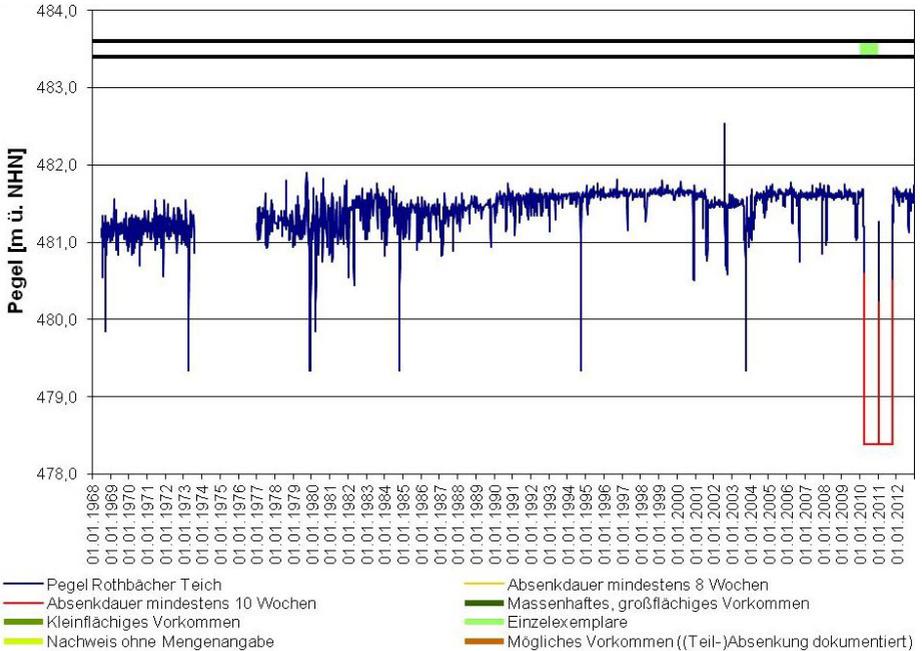


Abbildung 3: Pegelstände des Rothbächer Teiches von 1968 bis 2012. Dargestellt sind die für eine Entwicklung von *Coleanthus subtilis* ermittelten potenziell geeigneten Zeiträume, in denen die festgelegte Mindestabsenktiefe unterschritten wurde sowie die tatsächlichen Nachweise von *Coleanthus subtilis* (horizontale Balken über der Pegelkurve).

Die Dauer der Absenkung ist außerdem an den **Zeitpunkt des Ablassbeginns** gekoppelt. Im zeitigen Frühjahr sowie im Herbst kann eine nasskalte Witterung das Pflanzenwachstum verzögern. Soll die Samenreife erreicht werden, muss die Absenkung länger erfolgen. Mit der Festlegung zweier Werte für die Mindestdauer der Absenkungen (acht und zehn Wochen, Kapitel Methodik) wurde versucht, diesen Punkt zu berücksichtigen.

Die **Intensität der Absenkung** beeinflusst insbesondere die Flächengröße der sich entwickelnden Bestände von *Coleanthus subtilis*. Solange die eben aufgeführten Bedingungen bezüglich der Dauer und des Zeitpunktes der Absenkung erfüllt sind, kann auch eine geringere Absenkung der Pegel dazu führen, dass sich immerhin kleinflächige Vorkommen entwickeln und reife Samen ausbilden können. Für den Erhalt der Art ist es jedoch zielführend, die Entwicklung größerer Bestände zu fördern. Entsprechend sollten die Absenkungen so erfolgen, dass möglichst alle potenziell von *Coleanthus subtilis* besiedelbaren Flächen freifallen bzw. eine Mindestflächengröße von 1,0 ha nicht unterschritten wird (JOHN et al. 2010). Diesbezüglich unterscheiden sich die Teiche aufgrund ihrer



Abbildung 4: Übersicht der potenziellen und nachweislichen Bestandesentwicklungen von *Coleanthus subtilis* der letzten 100 Jahre in den betrachteten Bergbauteichen der Revierwasserlaufanstalt Freiberg

Morphologie voneinander. Im Oberen Großhartmannsdorfer Teich liegen die Bereiche mit den Vorkommen von *Coleanthus subtilis* beispielsweise erst frei, wenn der Teich fast vollständig entleert ist. Dagegen genügt beim Unteren Großhartmannsdorfer Teich eine Teilentleerung. Die Art besiedelt hier große Flächen in den Buchten am Westufer und kleinere Bereiche am Ostufer. Diese, den Hochmoorresten vorgelagerten Bereiche sind sehr flach geneigt und fallen bereits bei Wasserstandsabsenkungen um 1 m frei (GOLDE 2001). Auch dieser Aspekt fand mit der Festlegung von speziell an den jeweiligen Teich angepassten Mindestabsenktiefen Berücksichtigung.

Abbildung 4 zeigt jedoch, dass es eine größere Anzahl von Jahren gibt, in denen Vorkommen von *Coleanthus subtilis* dokumentiert wurden, obwohl kein potenzieller Entwicklungszeitraum nach den festgelegten Kriterien ermittelt wurde. Dies bedeutet allerdings nicht, dass die Kriterien falsch gewählt wurden, sondern ermöglicht eher die Unterscheidung zwischen Jahren, in denen sich die Art optimal entwickeln konnte und solchen, in denen sie nur kleinflächig auftrat und/oder zwar auskeimte, aber die Samenreife nicht erreicht werden konnte. Angaben in der Literatur bezüglich Größe der Vorkommen und dem (Nicht-) Erreichen der Samenreife bestätigen dies. Problematisch für den Erhalt der Art sind dabei insbesondere jene Absenkungen, in denen die Samenreife nicht erreicht wird, da der Diasporenbank dann Samen verloren gehen, was langfristig den Samenvorrat stark dezimieren kann. Besonders in den letzten Jahren trat dies in einigen Teichen häufiger auf, beim Berthelsdorfer Hüttenteich dagegen vermehrt in den 1980er Jahren. In dieser Zeit liegen für das Gewässer in fast jedem Jahr Nachweise von *Coleanthus subtilis* vor. Aussagen zum Erreichen der Samenreife existierten nicht und meist konnten die Absenkphasen im Zeitraum der angegebenen Funde nicht als potenziell geeignete Entwicklungszeiträume bewertet werden, da der Beginn der Absenkung zu spät und/oder die Dauer zu kurz war (vgl. GÖHLER 2011).

Letztlich soll an dieser Stelle auch auf die unterschiedlich großen Nachweislücken bezüglich *Coleanthus subtilis* bei den betrachteten Kunstteichen hingewiesen werden. Der Dittmannsdorfer, Dörnthal, Obere und Untere Großhartmannsdorfer Teich sowie der Berthelsdorfer Hüttenteich weisen kaum Nachweislücken auf. Diese sind dagegen beim Obersaidaer Teich groß. Es existieren sehr wenige Nachweise von *Coleanthus subtilis*, da wahrscheinlich niemand regelmäßig das Gewässer auf ein Vorkommen kontrolliert hat.

Die **Häufigkeit der Absenkungen** pro Zeitabschnitt ist insbesondere für die Keimfähigkeit der Samen von Bedeutung. So reduziert sich laut JOHN et al. (2010) die Menge und Keimfähigkeit der Samen mit zunehmendem zeitlichen Abstand zwischen den Absenkereignissen. Allgemein wird für die Arten der Teichschlammvegetation (Zwergbinsengesellschaften) eine langlebige Samen-

bank angenommen (u. a. UHLIG 1939, PETERSEN et al. 2003). Für *Coleanthus subtilis* fehlen bisher entsprechende Freilanduntersuchungen, das LfUG (2008) nimmt aber eine Keimfähigkeit von 20 Jahren an. Um die Erneuerung der Diasporenbank zu gewährleisten, schlagen OLIAS et al. (2010) vor, mindestens zweimal in zehn Jahren eine (Teil-)Entleerung durchzuführen (vgl. auch JOHN et al. 2010). Beim Obersaidauer Teich liegt die letzte Bestandesentwicklung der Art bereits über 20 Jahre zurück. Die noch im Sediment vorhandenen Diasporen dürften daher mittlerweile eine stark verminderte Keimfähigkeit aufweisen. Entsprechend der Seltenheit potenzieller Entwicklungszeiträume im jeweils betrachteten Untersuchungszeitraum gelangen im Mittleren Großhartmannsdorfer, Erzengler und Rothbacher Teich lediglich Einzelnachweise der Art. Diese Individuen entwickelten sich dabei wahrscheinlich aus Samen, die über das Kunstgraben- und Röschensystem der RWA aus oberhalb gelegenen Teichen eingetragen wurden (JOHN 2011).

Insgesamt zeigten sich somit bei der Analyse des Bespannungsregimes deutliche Unterschiede zwischen den betrachteten Gewässern. Auch änderte sich dieses bei mehreren Teichen im Laufe der Bewirtschaftung, was sich in der Häufigkeit möglicher Bestandesentwicklungen von *Coleanthus subtilis* widerspiegelt. Dabei zeigte sich ein deutlicher **Zusammenhang zwischen der Nutzung der Gewässer und der Eignung für das Vorkommen der Art**, da mit der jeweiligen Nutzung auch ein entsprechendes Bespannungsregime einhergeht.

Die fischereiwirtschaftlich genutzten Teiche zeichnen sich dadurch aus, dass sie regelmäßig zum Abfischen abgelassen werden, meist vollständig. Die Absenkung wird überwiegend im Spätsommer bis Herbst durchgeführt. Zudem kann die Dauer länger sein und es treten größere innerjährliche Schwankungen der Pegelstände auf. Zu diesen Gewässern gehören der Dittmannsdorfer und Dörnthalener Teich, der Untere Großhartmannsdorfer Teich, der Konstantinteach sowie bis 2009 der Berthelsdorfer Hüttenteich (vgl. Tabelle 1). Entsprechend des erläuterten Bespannungsregimes konnte für diese Gewässer die größte Anzahl potenzieller und nachgewiesener Bestandesentwicklungen ermittelt werden. Eine Ausnahme bildet hier lediglich der Konstantinteach (Abbildung 4).

Ebenfalls für die Fischerei genutzt werden der Mittlere Großhartmannsdorfer Teich und der Erzengler Teich. Da diese jedoch gleichzeitig als Badegewässer dienen, ist der Beginn jeder Absenkung erst nach Ende der Badesaison möglich. Diese Gewässer werden zwar auch in engen Abständen vollständig entleert, allerdings erst im Oktober/November. Spätestens im April wird der Pegel wieder angehoben und den gesamten Sommer über konstant hoch gehalten. Dies spiegelt sich darin wider, dass sich für *Coleanthus subtilis* innerhalb der betrachteten Datenreihen in jedem dieser Gewässer maximal ein Zeitraum für eine vollständige Bestandesentwicklung eignete (Abbildung 4).

Die Angelgewässer unterscheiden sich stark von den fischereilich genutzten Teichen. Ihr Pegel wird nur sehr selten abgesenkt. Es finden fast keine Totalentleerungen statt. Auch werden Absenkungen möglichst in den Wintermonaten durchgeführt. Diese Gewässer sollen permanent viele Fische enthalten und das Wasser muss im Sommer von den Stegen aus erreicht werden können. Zu dieser Art von Teichen zählt insbesondere der Rothbacher Teich und seit 2009 auch der Berthelsdorfer Hüttenteich. Aufgrund dieses Bespannungsregimes konnte für erstgenanntes Gewässer lediglich ein Zeitraum einer Bestandesentwicklung ermittelt werden und dies auch nur aufgrund von Baumaßnahmen. Beim Berthelsdorfer Hüttenteich zeigt sich die Änderung der Nutzungsart bereits in einer deutlichen Vergleichmäßigung des Wasserstandes und dem Ausbleiben von Artnachweisen (Abbildung 4).

Eine letzte Gruppe bilden die zur Trinkwasserversorgung genutzten Gewässer Obersaiaer Teich und Oberer Großhartmannsdorfer Teich. Sie sollen aus Gründen der Wasserqualität einen möglichst geringen Fischbestand und dauerhaft hohe Wasserstände aufweisen. Da sie kaum abgefischt werden, sind auch vollständige Entleerungen seltener. Auch für diese Gewässer konnten anhand der Datenreihen mehrere potenzielle Entwicklungszeiträume für *Coleanthus subtilis* ermittelt werden, wobei sich die Bedingungen in beiden Teichen in den letzten 10 bis 20 Jahren deutlich verschlechtert haben (Abbildung 4), da die Entleerungen in einer für das Wachstum von *Coleanthus subtilis* ungeeigneten Jahreszeit durchgeführt wurden und/oder deutlich zu kurz waren.

Einfluss anderer Standortfaktoren

Neben der Nutzung und dem damit verbundenen Bespannungsregime beeinflussen weitere Faktoren in unterschiedlichem Maße das Vorkommen und die Vitalität von *Coleanthus subtilis*, was hier nur an einem Beispiel erläutert werden soll.

Coleanthus subtilis ist ein Lichtkeimer und wird durch zu hohe Beschattung in seinem Wachstum beeinträchtigt (GOLDE 2000). Bei mehreren der betrachteten Kunstteiche ist dies mittlerweile ein zu beachtender Faktor. Vor allem der Erzengler und Rothbacher Teich werden durch dichten Fichtenwald beschattet. Aber auch die Gehölzsäume um den Berthelsdorfer Hüttenteich sind mittlerweile so hoch und dicht, dass sie die Pflanzen zunehmend beeinträchtigen (A. Golde, mdl. Mitteilung). Auch vermindern zu hohe Gehölzgürtel die durch Wind erzeugten Wasserbewegungen auf den Gewässern. Diese waren lange Zeit vermutlich ein Grund dafür, dass sich keine Röhrlichtzonen an den Ufern der Bergbauteiche bildeten. Diese breiten sich nun beispielsweise am Berthelsdorfer Hüttenteich aus und verhindern eine Entwicklung von *Coleanthus*-Beständen in den höher gelegenen, ehemals besiedelten Gewässerbereichen (A. Golde, mdl. Mitteilung).

Beim Rothbächer Teich kommen alle bisher genannten negativen Einflussfaktoren zusammen. Neben der Nutzung als Angelgewässer, die zu einem ungünstigen Bespannungsregime, unkontrolliertem Fischbesatz und Trittschäden durch Anglerpfade führt, weist dieses Gewässer einen überwiegend geschlossenen Saum von Großseggenesellschaften und andere konkurrenzstarke Verlandungsvegetation auf (GOLDE 2000). All dies führte wahrscheinlich dazu, dass sich *Coleanthus subtilis* bisher nur einmal entwickeln konnte (JOHN et al. 2010).

Danksagung

Hiermit möchte ich mich bei der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, insbesondere der Bereichsmeisterei Revierwasserlaufanstalt Freiberg bedanken, die mir die Einsicht in die Teichtagebücher ermöglichte. Für die finanzielle Unterstützung des Projektes GehVege möchte ich der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU, Förderziffer 24796-33/2) danken. Für die fachliche Unterstützung gilt mein besonderer Dank Frau Dr. Henriette John (Freiberg) sowie Frau Dr. Elke Richert (AG Biologie/Ökologie, TU Bergakademie Freiberg).

Literatur

- BALDAUF, K. (2001): Ein Beitrag zur Flora der Stillgewässer im mittleren Erzgebirge. – Beiträge zum Naturschutz im Mittleren Erzgebirge 1: 48–55
- BUDER, W. & D. SCHULZ (2010): Farn- und Samenpflanzen. Bestandssituation und Schutz ausgewählter Arten in Sachsen. – Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, 152 S.
- BUSCHMANN, T. & T. LANGE (2008a): Ergebnisbericht Sedimentuntersuchung. Untersuchungsobjekt: Dittmannsdorfer Teich, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt (RWA) Freiberg. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch analytec Dr. Steinhau, Ingenieurgesellschaft für Baugrund, Geophysik und Umweltengineering mbH, Chemnitz-Mittelbach, 37 S.
- BUSCHMANN, T. & T. LANGE (2008b): Ergebnisbericht Sedimentuntersuchung. Untersuchungsobjekt: Obersaidaer Teich, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt (RWA) Freiberg. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch analytec Dr. Steinhau, Ingenieurgesellschaft für Baugrund, Geophysik und Umweltengineering mbH, Chemnitz-Mittelbach, 38 S.
- BUSCHMANN, T. & T. LANGE (2008c): Ergebnisbericht Sedimentuntersuchung. Untersuchungsobjekt: Rothbächer Teich, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt (RWA) Freiberg. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates

Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch analytec Dr. Steinhau, Ingenieurgesellschaft für Baugrund, Geophysik und Umweltingeering mbH, Chemnitz-Mittelbach, 35 S.

BUSCHMANN, T. & T. LANGE (2008d): Ergebnisbericht Sedimentuntersuchung. Untersuchungsobjekt: Hüttenteich, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt (RWA) Freiberg. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch analytec Dr. Steinhau, Ingenieurgesellschaft für Baugrund, Geophysik und Umweltingeering mbH, Chemnitz-Mittelbach, 42 S.

BUSCHMANN, T. & T. LANGE (2009a): Ergebnisbericht Sedimentuntersuchung. Untersuchungsobjekt: Konstantinteich, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt (RWA) Freiberg. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch analytec Dr. Steinhau, Ingenieurgesellschaft für Baugrund, Geophysik und Umweltingeering mbH, Chemnitz-Mittelbach, 36 S.

BUSCHMANN, T. & T. LANGE (2009b): Ergebnisbericht Sedimentuntersuchung. Untersuchungsobjekt: Oberer Großhartmannsdorfer Teich, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt (RWA) Freiberg. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch analytec Dr. Steinhau, Ingenieurgesellschaft für Baugrund, Geophysik und Umweltingeering mbH, Chemnitz-Mittelbach, 39 S.

BUSCHMANN, T. & T. LANGE (2009c): Ergebnisbericht Sedimentuntersuchung. Untersuchungsobjekt: Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt (RWA) Freiberg. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch analytec Dr. Steinhau, Ingenieurgesellschaft für Baugrund, Geophysik und Umweltingeering mbH, Chemnitz-Mittelbach, 38 S.

BUSCHMANN, T. & T. LANGE (2009d): Ergebnisbericht Sedimentuntersuchung. Untersuchungsobjekt: Erzglengler Teich, Gewässer der Revierwasserlaufanstalt (RWA) Freiberg. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch analytec Dr. Steinhau, Ingenieurgesellschaft für Baugrund, Geophysik und Umweltingeering mbH, Chemnitz-Mittelbach, 37 S.

GÖHLER, N. (2011): Bedeutung des aktuellen und historischen Bespannungsregimes von Gewässern im mittleren Erzgebirge für das Vorkommen von Teichbodenvegetation. – unveröff. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, 66 S.

GOLDE, A. (2000): Untersuchungen zu Vorkommen und Ausbildungsformen der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften an den Bergbauteichen zwischen Freiberg und Olbernhau unter besonderer Berücksichtigung des Scheidenblüt-

- grases (*Coleanthus subtilis*). – Naturschutzzinstitut Freiberg, unveröff. Bericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, 74 S.
- GOLDE, A. (2001): Weiterführende Untersuchungen zu Vorkommen und Ausbildungsformen der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften im Raum Freiberg unter besonderer Berücksichtigung des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*). – Naturschutzzinstitut Freiberg, unveröff. Bericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, 11 S.
- GOLDE, A. (2007): Die Teichbodenvegetation des Inselteiches Helbigsdorf und ihre Beziehung zu den Nanocyperion-Gesellschaften der Freiburger Bergbauteiche. – Mitteilungen des Naturschutzzinstitutes Freiberg 3: 2–8
- GOLDE, A., M. OLIAS & H. JOHN (2010): Nachweise von *Coleanthus subtilis* in den Teichen der Revierwasserlaufanstalt Freiberg. – unveröff. tabellarische Zusammenstellung, Naturschutzzinstitut Freiberg
- GOLDE, A., M. OLIAS & H. JOHN (2011): Der Rothbacher Teich bei Brand-Erbisdorf – ein neuer Fundort des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*). – Mitteilungen des Naturschutzzinstitutes Freiberg 6/7: 25–31
- HEJNÝ, S. (1969): *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL in der Tschechoslowakei. – Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 4: 345–399
- HOHLFELD, T., T. DÖRRER & S. RÖSSLER (2008): Ergebnisbericht. Durchführung geophysikalischer Messungen zur Ermittlung der Sedimentdicke und Baugrundabschätzung an Gewässersohlen und zur Sedimentanalyse nach LAGA – Los 1. Unterer Großhartmannsdorfer Teich. – Im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Freiburger Mulde/Zschopau. Durchgeführt durch GGL Geophysik und Geotechnik Leipzig GmbH, Leipzig, 24 S.
- IRMSCHER, B. (1994): Beitrag zur Vegetation auf nacktem Teichschlamm des Berthelsdorfer Hüttenteichs bei Freiberg in Sachsen. – Veröffentlichungen Museum für Naturkunde Chemnitz 17: 67–82
- JOHN, H. (2011): Besiedlungshistorie und Ökologie des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) in Sachsen. – Dissertation, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, 208 S. – <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bsz:105-qucosa-84288> (letzter Zugriff: 26.11.2013)
- JOHN, H., R. ACHTZIGER, A. GÜNTHER, E. RICHERT, J. KUGLER, B. MIEKLEY & M. OLIAS (2010): Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietshistorie und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz (GehVege). – Endbericht an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), TU Bergakademie Freiberg, veröff. unter <http://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-24796.pdf> (letzter Zugriff: 14.01.2014), 115 S.

- JOHN, H., R. ACHTZIGER, N. GÖHLER, A. GÜNTHER, M. OLIAS & E. RICHERT (2014): Das Scheidenblütgras *Coleanthus subtilis* in Sachsen – Vorkommen, Gefährdung und Gewässermanagement. – Naturschutzarbeit in Sachsen 56: 44–61
- KORNECK, D., M. SCHNITTLER & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 21–187
- LFUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (2008): 1887 Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*). Kartier- und Bewertungsschlüssel von FFH-Anhang II-Arten in SCI. – http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/KBS_Scheidenbluetgras_Maerz_08.doc.pdf (letzter Zugriff: 14.01.2014)
- LFULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (Hrsg.) (2005): Biototypen- und Landnutzungskartierung (BTLNK) im Freistaat Sachsen. – Datenübergabe als CD
- LTV (Landestalsperrenverwaltung Sachsen) (Hrsg.) (2004a): Speicher der Revierwasserlaufanstalt Freiberg – Hüttenteich. – Infoblatt, Talsperrenmeisterei Freiburger Mulde/Zschopau.
- LTV (Landestalsperrenverwaltung Sachsen) (Hrsg.) (2004b): Speicher der Revierwasserlaufanstalt Freiberg – Konstantin Teich. – Infoblatt, Talsperrenmeisterei Freiburger Mulde/Zschopau
- LTV (Landestalsperrenverwaltung Sachsen) (2014): Staumeisterei Revierwasserlaufanstalt Freiberg. – <http://www.smul.sachsen.de/ltv/13778.htm> (letzter Zugriff: 14.01.2014)
- LUDWIG, G., R. MAY & C. OTTO (2007): Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen – vorläufige Liste. – BfN-Skripten 220: 32 S.
- OLIAS, M., A. GÜNTHER, J. SCHULENBURG, A. GOLDE, A. HEINZE, J. SEMMIG & S. SIEG (2010): Managementplan für das SCI 3E „Freiberger Bergwerksteiche“ und das SPA 67 „Großhartmannsdorfer Großteich“. – unveröff. Bericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Außenstelle Zwickau, Sachgebiet Naturschutz, 222 S.
- PETERSEN, B., G. ELLWANGER, G. BIEWALD, U. HAUKE, G. LUDWIG, P. PRETSCHER, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (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: 743 S.
- RICHERT, E., R. ACHTZIGER, A. GÜNTHER, A. HÜBNER, M. OLIAS & H. JOHN (2014): Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) – Vorkommen, Ökologie

und Gewässermanagement. – Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 52 S.

UHLIG, J. (1939): Die Gesellschaft des nackten Teichschlammes (*Eleocharetum ovatae*). – In: KÄSTNER, M., W. FLÖSSNER & J. UHLIG (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften des westsächsischen Berg- und Hügellandes (Flussgebiet der Freiburger und Zwickauer Mulde). 1. Teil. Verlag des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz e.V., Dresden, 27 S.

Mündliche Mitteilungen:

Herr Eberhard Wagner, Sächsische Landestalsperrenverwaltung, Revierwasserlaufanstalt Freiberg, 3.8.2010, Großhartmannsdorf

Herr Andreas Golde, AG Naturschutzinstitut Freiberg e. V. (NSI), 15.9.2010.

Herr Dr. Volkmar Dunger, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, 6.12.2010

Herr Eberhard Wagner, Sächsische Landestalsperrenverwaltung, Revierwasserlaufanstalt Freiberg, Telefonat am 19.1.2011, 31.1.2011 sowie am 21.2.2011

Frau Henriette John, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Biowissenschaften, 27.1.2011

Anschrift der Verfasserin

Nancy Göhler, Markt 11, 09623 Frauenstein

E-Mail: goehler.nancy@web.de

