

Stephanie Illing

## **Habitatmodellierung für das Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) im Gebiet des Freiburger Stadt- und Hospitalwaldes**

### **Zusammenfassung**

Das in Sachsen gefährdete Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*) besitzt im Gebiet des Freiburger Stadt- und Hospitalwaldes mehrere Fundorte. Im April und Mai 2005 wurden in diesem Waldgebiet 20 Gewässer beprobt. An insgesamt 32 Stellen wurden das Vorkommen von *P. alpinus* sowie ausgewählte Habitatparameter erfasst. Dabei konnte die Art in 25 % der untersuchten Gräben, Tümpel oder Teiche nachgewiesen werden. Im Ergebnis der Habitatmodellierung zeigte sich, dass die Parameter Sedimentmächtigkeit, Anteil der Schwimmblattvegetation sowie Nitratgehalt einen signifikanten Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *P. alpinus* haben. Unter Berücksichtigung der untersuchten artspezifischen Habitatpräferenzen und deren voraussichtlicher Dynamik bestehen demnach in weiteren 25 % der Gewässer, in denen die Art gegenwärtig nicht nachgewiesen werden konnte, geeignete Wuchsbedingungen.

### **Einleitung**

Habitatmodelle beschreiben funktionale Zusammenhänge der Beziehung zwischen Organismen und ihrem Lebensraum und quantifizieren die Qualität des Habitats aus der Sicht dieser Organismen (MORRISON et al. 1998, SCHRÖDER 2000). Auf der Grundlage von Verbreitungsdaten und Habitateigenschaften werden die Vorkommenswahrscheinlichkeiten abgeschätzt bzw. das Vorkommen oder Nichtvorkommen einer Art prognostiziert (SCOTT et al. 2002). Aus den Modellen kann außerdem die Wichtigkeit einzelner Habitatparameter für die Prognose analysiert werden und so eine Abschätzung von Habitatpräferenzen erfolgen (LINDENMAYER et al. 1991, PEETERS & GARDENIERS 1998).

Bei der vorliegenden Habitatmodellierung wurde ein Vorkommensgebiet des Alpen-Laichkrauts (*Potamogeton alpinus* Balb.) aus der Familie der Laichkrautgewächse (Potamogetonaceae) untersucht. Die meist in nährstoff- und kalkarmen Tümpeln oder Gräben vorkommende Art bevorzugt sandig-torfige Schlammböden in stehenden oder langsam fließenden, kühleren Gewässern (OBERDORFER 1994). Die Pflanzen

wachsen vorwiegend untergetaucht, können aber auch einen dichten Schwimmblattteppich auf der Wasseroberfläche ausbilden. Die losen Winterknospen liegen dem Gewässergrund auf oder sind schwach mit Sediment überdeckt. Insbesondere am Grunde von Fließgewässern entwickeln sich innerhalb der Vegetationsperiode starke Rhizome, die im nachfolgenden Winter absterben (GARNIEL 1999). Bevorzugt werden mäßig stickstoffreiche bis stickstoffreiche Standorte, die Pflanzen vertragen leichte Wassertrübung und Beschattung. Nach ELLENBERG et al. (1992) handelt es sich um einen Kühle- bis Mäßigwärmezeiger (Temperaturzahl 4) mit Ansprüchen an ein mäßig saures bis schwachsaures Substrat (Reaktionszahl 6).

Die Bestände des Alpen-Laichkrauts gehen in Sachsen seit etwa 1950 stark zurück. Die gegenwärtigen sächsischen Vorkommensschwerpunkte befinden sich dabei östlich der Elbe und in Teilen des Mittel- und Osterzgebirges (BENKERT et al. 1996). Mittlerweile wird die Art in der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Sachsens als gefährdet eingeordnet (SCHULZ 1999).

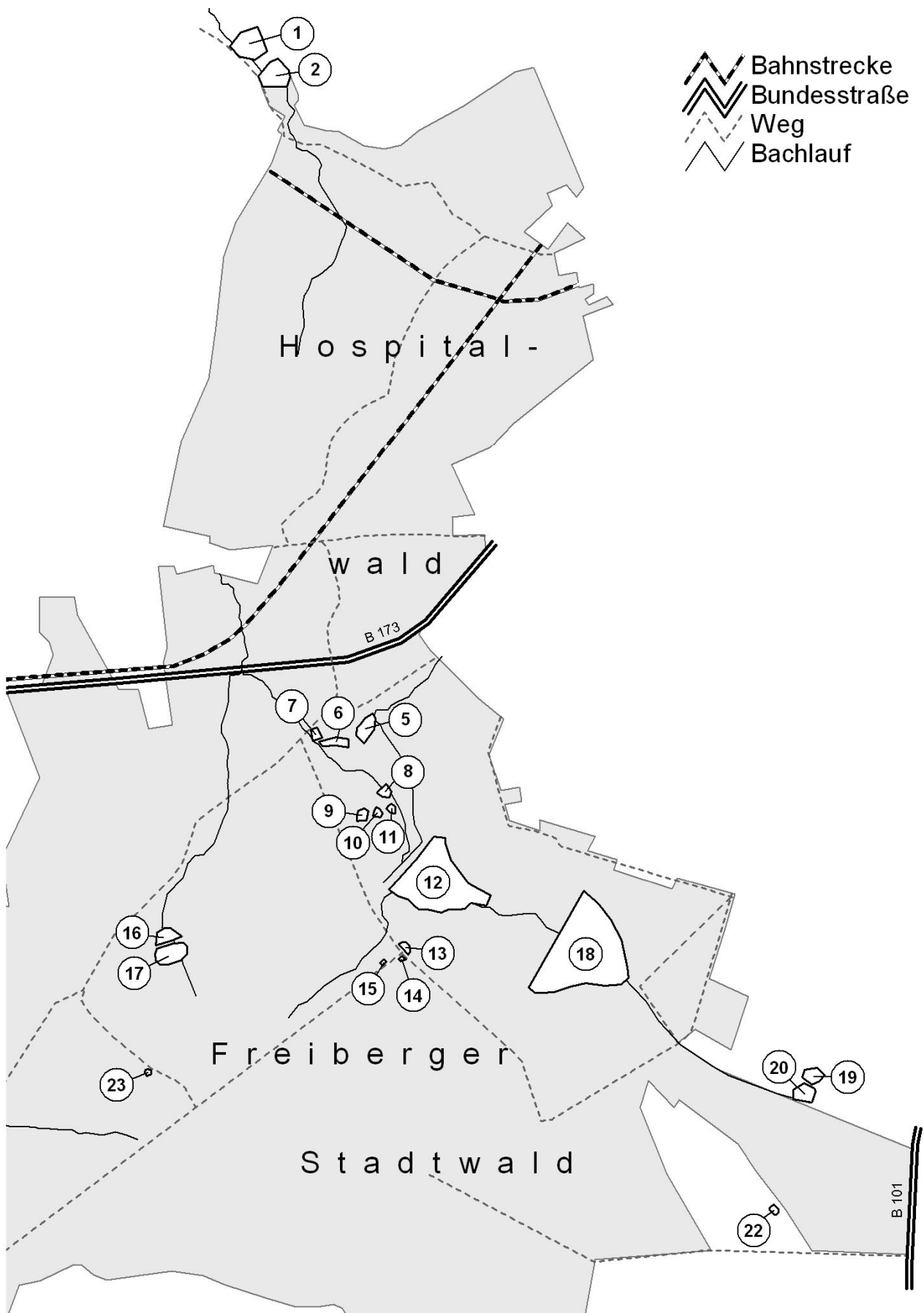
## Untersuchungsgebiet

Der hinsichtlich seiner Vorkommen von *Potamogeton alpinus* untersuchte Freiburger Stadt- und Hospitalwald liegt westlich und südwestlich der Stadt Freiberg. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich dabei über etwa 6 km<sup>2</sup> und weist eine sehr differenzierte Landnutzung auf. Große Teile der Waldflächen sind mit Nadelholzbaumarten bestockt, kleinräumig kommt auch Mischwald vor. An die Waldbestände grenzen Ackerflächen und Grünland an. Im Untersuchungsgebiet befinden sich zahlreiche Gewässer, die z. T. durch Grabensysteme und Bachläufe miteinander vernetzt sind. Die im Stadt- und Hospitalwald befindlichen Teiche, Tümpel und Gräben mit Flächengrößen zwischen 15 m<sup>2</sup> und 3,2 ha wurden auf Vorkommen von *P. alpinus* untersucht (Abb. 1). Hauptsächlich handelt es sich um künstlich angelegte Biotope.

## Material und Methoden

### Habitatparameter

Die Untersuchungen im Gelände erfolgten im April und Mai 2005. Die Gewässerfläche wurde im Gelände geschätzt bzw. aus Karten ermittelt. Die Wassertiefe an den Probenahmestellen wurde 1 m vom Ufer entfernt mittels Zollstock gemessen sowie Sedimenttyp bzw. die Sedimentmächtigkeit aufgenommen. Physikalische Parameter wie pH-Wert, Temperatur oder Leitfähigkeit wurden vor Ort bestimmt, während die Gehalte an Nitrat, Ammonium und Phosphat im Labor ermittelt wurden. Neben der Bestimmung der Pflanzenarten, die an der Probestelle anzutreffen waren, wurde das Fischvorkommen notiert. Die Trübung wurde geschätzt und in drei Abstufungen unterteilt. Weiterhin wurde mittels Horizontoskop die Sonnenscheindauer ermittelt. Ferner wurden die Anteile der freien Wasserfläche, Schwimmblattzone und der



**Abbildung 1:** Lage der untersuchten Gewässer im Freiburger Stadt- und Hospitalwald (vgl. Tab. 4)

Submers- und Emersvegetation abgeschätzt. An größeren Gewässern wurden mehrere Probenahmestellen untersucht. Insgesamt wurden 32 Stellen an 20 Gewässern beprobt (Tab. 4).

### Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm Stat graphics Plus 5.1. Um die Relevanz der quantitativen Parameter zu prüfen, wurden die Mediane mit dem Mann-Whitney-W-Test auf statistisch signifikante Unterschiede getestet. Für die kategorischen Daten wurde der 4-Felder-Test angewendet und der  $\chi^2$ -Test durchgeführt. Alle signifikanten Parameter wurden in das Modell einbezogen.

### Habitatmodellierung

Für die Habitatmodellierung von *Potamogeton alpinus* wurde die Methode der logistischen Regression verwendet (HOSMER & LEMESHOW 2000). Sie erlaubt es, funktionelle Beziehungen zwischen dem Vorkommen einer Art und den Umwelteigenschaften ihres Lebensraumes durch die Analyse von Präsenz-Absenz- und Umweltdaten abzuleiten (SCHRÖDER 2000, SÖNDGERATH et al. 2001). Zur Bewertung des Modells wurde das schwellenwertunabhängige Kriterium der Fläche unter der ROC-Kurve (receiver-operating-characteristic) verwendet (FIELDING & BELL 1997). Die Fläche unter der ROC-Kurve - area under curve / AUC - ist ein integrierendes Gütemaß, welches die Eignung des Modells zur Klassifizierung beschreibt (SCHRÖDER et al. 2003).

### Ergebnisse

Bei den Aufnahmen im Gelände wurden acht Vorkommen von *Potamogeton alpinus* in insgesamt fünf Gewässern registriert. Es handelt sich dabei um das große und mittlere Gewässer im Steinbruch Oelmühlenweg, den Töpferteich, den 'Weiher Nebenschluss' und die 'Grabentasche Bank'. An den größeren Gewässern im Steinbruch

**Tabelle 1:** Ermittelte Probestellen mit Vorkommen von *Potamogeton alpinus*

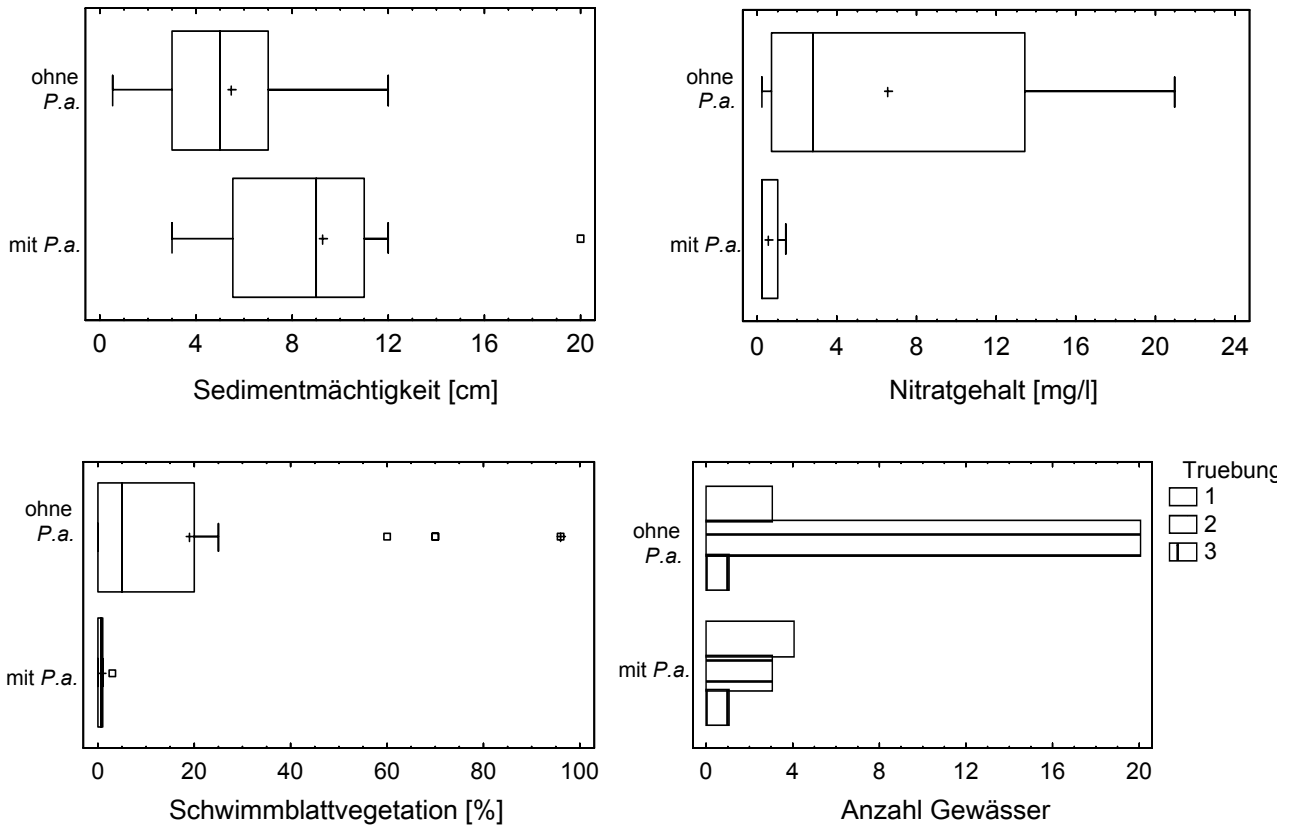
Probestelle Nr.	Gewässername	Sedimentmächtigkeit [cm]	NO <sub>3</sub> [mg/l]	Schwimmblattvegetation [%]
5a	Steinbruch Oelmühlenweg, groß	5	0,25	0
5b	Steinbruch Oelmühlenweg, groß	6	1,20	0
6a	Steinbruch Oelmühlenweg, mittel	10	1,40	0
6b	Steinbruch Oelmühlenweg, mittel	8	0,25	3
8a	Töpferteich	10	0,80	1
8b	Töpferteich	20	0,25	1
11	Weiher Nebenschluss	12	0,25	1
15	Grabentasche Bank	3	0,25	0

Oelmühlenweg und im Töpferteich wurden zwei Aufnahmen je Gewässer getätigt (Tab. 1). In 25 % der Gewässer bzw. an 25 % der Probenahmestellen fanden sich somit aktuell Vorkommen von *P. alpinus*.

**Tabelle 2:** Statistisch signifikante Parameter nach Mann-Whitney-W-Test

Testvariable	W	p-Wert
Sedimentmächtigkeit	141,5	0,048
Temperatur	49,5	0,045
Nitratgehalt	35,0	0,008
Anteil Schwimmblattvegetation	49,5	0,039
Sonnenscheindauer Vegetationsperiode	34,0	0,007

In der statistischen Auswertung zeigten sich mithilfe des Mann-Whitney-W-Tests signifikante Unterschiede hinsichtlich der Mediane bei Sedimentmächtigkeit, Temperatur, Nitratgehalt, Schwimmblattvegetationsanteil und Sonnenscheindauer in der Vegetationsperiode (Tab. 2 und Abb. 2). Die Auswertung mittels  $\chi^2$ -Test ergab einen signifikanten Unterschied für den Parameter Wassertrübung ( $\chi^2$ : 6,28, Df: 2, p-Wert: 0,043).



**Abbildung 2:** Vorkommen von *Potamogeton alpinus* in Abhängigkeit der Parameter Sedimentmächtigkeit, Nitratgehalt, Schwimmblattvegetation und Trübung

Im Ergebnis der logistischen Regression zeigte sich, dass die Sedimentmächtigkeit, der Anteil der Schwimmblattvegetation und der Nitratgehalt hoch signifikante Variablen sind (Tab. 3).

**Tabelle 3:** Ergebnis der logistischen Regression der Habitatmodellierung

Variable	$\chi^2$	Df	p-Wert
Schwimmblattvegetation	17,7314	1	0
Sedimentmächtigkeit	9,07818	1	0,0026
Nitratgehalt	12,7411	1	0,0004

Durch das ermittelte Habitatmodell werden 62,7 % der Gesamtvarianz erklärt. Der AUC-Wert der ROC-Kurve beträgt 99,5 %, somit lässt das ermittelte Habitatmodell eine sehr hohe Vorhersagewahrscheinlichkeit zu.

## Diskussion

### Eignung des Habitatmodells

Das ermittelte Habitatmodell lässt eine sehr gute Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit von *Potamogeton alpinus* in den Gewässern des Stadt- und Hospitalwaldes zu. Der Anteil der Schwimmblattvegetation, die Sedimentmächtigkeit und der Nitratgehalt der Gewässer reichen als Variablen, die aufgenommen werden müssen, um weitere Gewässer im Untersuchungsgebiet hinsichtlich des Vorkommenspotenzials von *P. alpinus* einzuschätzen. Inwieweit die ermittelten Parameter sich untereinander beeinflussen, gilt es zu überprüfen.

### Einflussgrößen für das Vorkommen von *Potamogeton alpinus*

Die Sedimentmächtigkeit zeigte sich positiv mit dem Vorkommen von *P. alpinus* korreliert, während ein hoher Anteil der Schwimmblattvegetation oder hoher Nitratgehalt zu einem Herabsetzen der Vorkommenswahrscheinlichkeit führen. Der Anteil der Schwimmblattvegetation sollte demzufolge so gering wie möglich sein, damit die Sonneneinstrahlung die Submersvegetation erreichen kann und eine größtmögliche Bestrahlung der Gewässer gewährleistet wird. Dies korreliert wiederum mit der Temperatur, die sich als signifikanter Faktor herausgestellt hat. Die Nitratgehalte der Gewässer, in denen *P. alpinus* vorkommt, liegen zwischen 0,25 und 1,4 mg/l. Die Sedimentmächtigkeit sollte über 5 cm liegen. Je stärker sie ausgeprägt ist, desto bessere Voraussetzungen sind für das Vorkommen von *P. alpinus* gegeben.

Die negative Korrelation des Nitratgehaltes steht der Aussage von ELLENBERG et al. (1992) entgegen, *P. alpinus* bevorzuge überwiegend mäßig stickstoffreiche bis stickstoffreiche Standorte. Die eigenen Messergebnisse kennzeichnen die Standorte als

Tabelle 4: Probenahmestellen und untersuchte Parameter

Probestelle		Vorkommen von <i>P. alpinus</i> <sup>1)</sup>	Fläche [m <sup>2</sup> ]	Tiefe [cm]	Sedimenttyp <sup>2)</sup>	Sedimentmäch- tigkeit [cm]	Trübung <sup>3)</sup>	ph-Wert	Leitfähigkeit [mS]	Temperatur [°C]
1a	Unterer Waldcafé-Teich	0	7700	24	m	4	2	6,70	253,0	10,9
1b	Unterer Waldcafé-Teich	0	7700	35	m	3	2	6,87	250,0	12,2
2a	Oberer Waldcafé-Teich	0	945	35	m	2	2	6,51	256,0	12,6
2b	Oberer Waldcafé-Teich	0	945	23	d	10	2	6,34	266,0	12,2
2c	Oberer Waldcafé-Teich	0	945	44	m	0,5	2	6,66	254,0	11,8
5a	Steinbruch Oelmühlen- weg, groß	1	5000	14	d	5	1	5,50	155,0	10,4
5b	Steinbruch Oelmühlen- weg, groß	1	5000	24	m	6	1	6,42	144,6	12,7
6a	Steinbruch Oelmühlen- weg, mittel	1	300	100	m	10	2	6,60	166,0	10,6
6b	Steinbruch Oelmühlen- weg, mittel	1	300	25	d	8	2	6,30	139,8	10,5
7	Steinbruch Oelmühlen- weg, klein	0	45	32	d	5	2	6,77	169,7	10,7
8a	Töpferteich	1	1000	16	m	10	1	6,47	175,0	12,9
8b	Töpferteich	1	1000	16	t	20	1	6,39	178,0	12,7
9	Naturschutzweiher	0	100	31	m	7	1	4,85	91,2	12,4
10	Naturschutztümpel	0	46	33	m	1	2	5,70	44,4	11,4
11	Weiher Nebenschluss	1	45	28	t	12	2	5,92	148,5	11,3
12a	Mittelteich	0	27000	45	d	7	2	9,00	178,0	13,9
12b	Mittelteich	0	27000	27	d	8	2	8,05	178,0	14,5
12c	Mittelteich	0	27000	20	d	12	2	6,20	198,0	15,0
12d	Mittelteich	0	27000	34	d	12	1	6,95	173,0	14,4
13	Grabentasche östl.	0	60	53	t	2	2	5,55	147,0	9,3
14	Grabentasche Weg	0	80	31	m	3	2	5,75	140,0	11,2
15	Grabentasche Bank	1	150	55	m	3	3	5,95	103,0	9,3
16	Abt. 6, neu	0	400	45	t	12	3	3,80	140,0	13,6
17	Abt. 6, alt	0	15	25	t	5	2	4,40	28,2	12,9
18a	Waldbad	0	32000	65	m	5	2	6,65	192,7	12,9
18b	Waldbad	0	32000	43	m	5	2	6,80	192,0	13,7
18c	Waldbad	0	32000	20	m	5	2	6,73	192,4	13,3
18d	Waldbad	0	32000	30	m	3	2	6,73	192,4	13,3
19	Letzter Dreier, klein	0	1200	38	d	7	1	6,45	295,0	11,6
20	Letzter Dreier, groß	0	2000	46	d	3	2	7,05	215,0	13,0
22	Alte Ziegelei	0	200	60	m	7	2	6,40	37,1	13,4
23	Grabentasche	0	15	55	d	2	2	6,45	95,0	8,9

1) Vorkommen: 0 = nein, 1 = ja; 2) Sedimenttyp: m = mineralisch, d = Detritus, t = Torf; 3) Trübung: 1 = klar, 2 = mittel, 3 = sehr trüb

**Tabelle 4 (Fortsetzung):** Probenahmestellen und untersuchte Parameter

Ammonium [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Phosphat [mg/l]	freie Wasser- fläche [%]	Submersvege- tation [%]	Schwimblatt- vegetation [%]	Emersvegetation [%]	Algent Teppich <sup>4)</sup>	Eutrophierung <sup>5)</sup>	Probestelle	
0,05	14,60	0,1	80	4	20	5	0	0	Unterer Waldcafé-Teich	1a
0,10	13,80	0,1	80	4	20	5	0	0	Unterer Waldcafé-Teich	1b
0,10	1,60	0,1	95	6	1	5	0	0	Oberer Waldcafé-Teich	2a
0,05	13,30	0,1	95	6	1	5	0	0	Oberer Waldcafé-Teich	2b
0,10	14,20	0,1	95	6	1	5	0	0	Oberer Waldcafé-Teich	2c
									Steinbruch Oelmühlen- weg, groß	5a
0,20	0,25	0,1	95	15	0	5	0	0	Steinbruch Oelmühlen- weg, groß	5b
0,10	1,20	0,1	95	15	0	5	1	0	Steinbruch Oelmühlen- weg, mittel	6a
0,05	1,40	0,1	100	2	0	0	0	0	Steinbruch Oelmühlen- weg, mittel	6b
0,05	0,25	0,1	90	8	3	7	0	0	Steinbruch Oelmühlen- weg, klein	7
0,05	0,90	0,1	95	5	0	5	0	0	Töpferteich	8a
0,05	0,80	0,1	70	40	1	30	0	0	Töpferteich	8b
0,10	0,25	0,1	70	40	1	30	0	0	Naturschutzweiher	9
0,05	0,60	0,1	3	4	96	1	1	0	Naturschutztümpel	10
0,05	0,25	0,1	5	95	0	5	0	0	Weiher Nebenschluss	11
0,05	0,25	0,1	80	20	1	19	0	0	Mittelteich	12a
0,05	4,50	0,1	78	2	20	2	0	0	Mittelteich	12b
0,05	3,40	0,1	78	2	20	2	0	0	Mittelteich	12c
0,05	2,00	0,1	78	2	20	2	0	0	Mittelteich	12d
0,05	0,90	0,1	78	2	20	2	0	0	Grabentasche östl.	13
0,05	0,70	0,1	93	2	5	1	0	0	Grabentasche Weg	14
0,05	2,20	0,1	10	2	70	20	0	1	Grabentasche Bank	15
0,05	0,25	0,1	99,5	2	0	0,5	0	0	Abt. 6, neu	16
0,05	0,25	0,1	15	50	25	60	0	0	Abt. 6, alt	17
0,05	0,25	0,1	5	80	60	35	1	0	Waldbad	18a
0,05	14,00	0,1	99	1	0	1	0	0	Waldbad	18b
0,05	12,80	0,1	99	1	0	1	0	0	Waldbad	18c
0,05	13,40	0,1	99	1	0	1	0	0	Waldbad	18d
0,05	13,40	0,1	99	1	0	1	0	0	Letzter Dreier, klein	19
0,40	21,00	0,1	10	60	70	20	0	1	Letzter Dreier, groß	20
0,05	8,10	0,1	90	10	0	10	0	1	Alte Ziegelei	22
0,05	0,70	0,1	93	5	5	2	0	0	Grabentasche	23
0,10	0,25	0,1	95	0	5	0	0	0		

4) Algentteppich: 0 = nicht vorhanden, 1 = vorhanden; 5) Eutrophierung: 0 = nein, 1 = ja



stickstoffarm, was durch OBERDORFER (1994) bestätigt wird. Je höher der Nitratgehalt ist, desto stärker ist das Algen- und Planktonwachstum. Dies führt wiederum zu einer erhöhten Trübung und somit zu einem geringeren Lichteinfall. Ebenfalls beeinflusst der Anteil der konkurrierenden Schwimmblattvegetation den Lichteinfall. Bei einer Ausbreitung der Schwimmblattzone wird *P. alpinus* verdrängt.

Eine bestimmte Sedimentmächtigkeit bildet die Grundlage für die nötige Verankerung der Rhizome. Es zeigt sich, dass besonders junge Gewässer, die einen geringen Nitratgehalt und Schwimmblattanteil besitzen, noch nicht über die nötige Sedimentdicke verfügen. Deshalb wird sich *P. alpinus* hier erst nach mehreren Jahren einstellen können.

### Besiedlungspotenzial der Gewässer des Stadt- und Hospitalwaldes

Das Waldbad 'Großer Teich' zeigt hinsichtlich Sedimentmächtigkeit und Schwimmblattvegetation gute Voraussetzungen für eine Besiedlung mit *Potamogeton alpinus*, allerdings sind die Nitratgehalte zu hoch ( $> 10$  mg/l). Weitere Störfaktoren, die die Verbreitung von *P. alpinus* behindern, sind die Nutzung als Badeteich und das herbstliche Trockenlegen, das die Etablierung erheblich beeinträchtigt.

Auch an den Waldcafé-Teichen ist die Besiedlungsmöglichkeit eingeschränkt. Trotz relativ günstiger Sedimentmächtigkeiten bzw. günstiger Lichtverhältnisse durch fehlende Schwimmblattvegetation (Oberer Waldcafé-Teich) weisen beide Gewässer sehr hohe Nitratgehalte auf (Tab. 4). Mit der Eliminierung von Nitratquellen im Einzugsgebiet kann für diese Gewässer die Besiedlungswahrscheinlichkeit erhöht werden.

Verfolgt man die Annahme, dass die z. T. sehr jungen Gewässer mit zunehmendem Alter auch an Sedimentmächtigkeit gewinnen, zeigen die Gewässer 'Steinbruch Oelmühlenweg (klein)', 'Naturschutztümpel', 'östliche Grabentasche', 'Alte Ziegelei' und 'Grabentasche' zukünftig sehr gute Voraussetzungen bezüglich Schwimmblattvegetation und Nitratgehalt und könnten bei zunehmender Sedimentmächtigkeit von *P. alpinus* besiedelt werden.

Bei langjährigen Beobachtungen konnte *P. alpinus* in weitaus mehr Gewässern nachgewiesen werden als dies bei den Aufnahmen im Jahre 2005 gelang. Dies betrifft beispielsweise den Mittelteich sowie die 'Grabentasche Weg'. Bei den Geländebegehungen im Jahr 2005 wurde hier allerdings keine Anwesenheit registriert. Ein Grund hierfür könnte der zwischenzeitlich zu hohe Schwimmblattanteil sein. Da es sich beim Mittelteich um ein großes Gewässer handelt, ist es möglich, dass die Art nach wie vor hier vorkommt, allerdings an den vier Probestellen nicht registriert wurde. Das Gewässer 'Letzter Dreier (groß)' trocknete 2003 aus, was eine starke Veränderung der Vegetation zur Folge hatte. Bei einer Nachuntersuchung im August 2005 wurden hier wenige Pflanzen von *P. alpinus* registriert.

Um den Bestand von *P. alpinus* zu fördern, sollten nach GARNIEL (1999) Grundräumungen generell vermieden werden, da hierdurch im Spätsommer die adulten Pflanzen bzw. im Winter die dem Substrat aufliegenden Knospen vernichtet werden. Au-

Berdem wird empfohlen, die Schwebstoffbelastungen zu senken. Für eine aktive Ansiedlung empfiehlt der genannte Autor ein Umsetzen von reifen Turionen im Herbst bzw. von Sprossabschnitten in Pflanzkörben im Sommer.

Hinsichtlich der tatsächlichen Verbreitungsmöglichkeiten von *P. alpinus* lassen sich aus den Ergebnissen keine Aussagen erzielen. Die Gewässer im Steinbruch Oelmühlenweg stehen zeitweise miteinander im Zusammenhang, eine Ausbreitung kann hier auf natürlichem Weg erfolgen. Viele Gewässer im Stadt- und Hospitalwald sind über Gräben miteinander verbunden, die allerdings in den Sommermonaten auch trocken liegen können. Inwieweit eine spontane Verbreitung über das vorhandene Gewässernetz erfolgt, gilt es zu untersuchen. Einzelne Gewässer (Grabentasche Bank) sind ganz ohne Verbindung zu anderen Gewässern. Hier könnten äußere Einflüsse, wie die Verbreitung durch Tiere (Enten, Wildschweine), eine Rolle spielen.

### Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen eines Praktikums des Studiengangs Geoökologie an der TU Bergakademie Freiberg angefertigt. Besonderer Dank gebührt den Betreuern Frau Dr. Elke Richert, Frau Anke Schroiff und Herrn André Günther. Ihnen danke ich für die Hilfe, Unterstützung und kritischen Hinweise während der Datenaufnahme und Bearbeitung des Themas. Für die Hilfe bei der Erstellung der Habitatmodellierung bedanke ich mich außerdem bei Herrn Dr. Roland Achtziger. Meinen Kommilitonen danke ich für die vielfältige Hilfe bei der Datenaufnahme.

### Literatur

- BENKERT, D., F. FUKAREK, & H. KORSCH (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. – Gustav Fischer, Jena
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 2. Aufl., Erich Goltze, Göttingen
- FIELDING, A.H. & J.F. BELL (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. – *Environmental Conservation* 24: 38-49
- GARNIEL, A. (1999): Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins, Teil A: Wasserpflanzen. – Kieler Institut für Landschaftsökologie
- HOSMER, D. & S. LEMESHOW (2000): Applied logistic regression. – Wiley, New York
- LINDENMAYER, D.B., R.B. CUNNINGHAM, M.T. TANTON, H.A. NIX & A.P. SMITH (1991): The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the

- central highlands of Victoria, South East Australia: III. The habitat requirements of Leadbeater's Possum *Gymnobelideus leadbeateri* and models of the diversity and abundance of arboreal marsupials. – *Biological Conservation* 56: 295-315
- MORRISON, M.L., B.G. MARCOT & R.W. MANNAN (1998): *Wildlife-Habitat Relationships – Concepts and Applications*. – 2. Aufl., University of Wisconsin Press, Madison
- OBERDORFER, E. (1994): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. – 7. Aufl., Ulmer, Stuttgart
- PEETERS, E.T.H.M. & J.J.P. GARDENIERS (1998): Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. – *Freshwater Biology* 39: 605-615
- SCHRÖDER, B. (2000): *Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor*. – Dissertation, Institut für Geographie und Geoökologie, TU Braunschweig
- SCHRÖDER, B., H. ANTVOGEL & A. BONN (2003): *Habitatmodelle für Insekten - am Beispiel der Carabidengemeinschaft (Coleoptera, Carabidae) eines Auwaldes an der Elbe*. – *Verhandlungen Westdeutscher Entomologentag 2001*: 111-120
- SCHULZ, W. (1999): *Rote Liste Farn- und Samenpflanzen*. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1999*. – Dresden
- SCOTT, J.M., P.J. HEGLUND, M. MORRISON, J.B. HAUFLER, & W.A. WALL (Hrsg.) (2002): *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. – Island Press, Washington, D.C.
- SÖNDGERATH, D., B. SCHRÖDER & R. KRATZ (2001): *Habitatmodelle für Tierarten - Hilfsmittel für die Planungspraxis*. In: KRATZ, R. & J. PFADENHAUER (Hrsg.): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*: 211-221. – Ulmer, Stuttgart

Anschrift der Verfasserin:

Stephanie Illing  
Berggartenstraße 8  
04155 Leipzig