© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

BERICHTE DER NATURFORSCHENDEN GESELLSCHAFT DER OBERLAUSITZ

Band 26 | Görlitz 2018 | Seite 23–40

Einfluss der Bewirtschaftung und Habitatstruktur auf die Amphibienzönosen extensiv genutzter Karpfenteiche[1]

Von SIMON DORNER, THOMAS FARTMANN, FRIEDERIKE GABEL und FRANZ LÖFFLER

Zusammenfassung

Die landwirtschaftliche Intensivierung hat in weiten Teilen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft zum Verlust naturnaher Lebensräume und einer zunehmenden Fragmentierung und Degradierung der Habitate geführt. Amphibien gelten aufgrund ihrer Abhängigkeit von geeigneten Laichgewässern sowie terrestrischen Nahrungs- und Überwinterungshabitaten in räumlicher Nähe als besonders empfindlich gegenüber derartigen Umweltveränderungen. Bedingt durch die heute überwiegend naturschutzgerechte Nutzung, gehören Karpfenteiche zu den bedeutendsten Amphibienlebensräumen in der sächsischen Kulturlandschaft und haben eine herausragende Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde der Einfluss der Habitatstruktur und der Bewirtschaftungsweise auf Amphibienzönosen in einem Komplex extensiv bewirtschafteter Gewässer in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft analysiert. Das Ziel der Studie war es, die entscheidenden Parameter zu ermitteln, die den Artenreichtum und das Vorkommen einzelner Arten an Karpfenteichen bestimmen. Darüber hinaus sollten Empfehlungen für eine naturschutzgerechte Bewirtschaftung der Teiche abgeleitet werden.

Die Ergebnisse der Studie belegen deutlich, dass Karpfenteiche bei einer extensiven Bewirtschaftung einen bedeutenden Lebensraum für Amphibien darstellen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit tragen die kleinräumige Nutzungsvielfalt und die generell hohe Konnektivität der Gewässer maßgeblich zum Artenreichtum des Untersuchungsgebietes bei. Das Vorhandensein strukturreicher Flachwasserzonen konnte als Schlüsselfaktor für das Vorkommen artenreicher Amphibienzönosen identifiziert werden. Darüber hinaus spielten Satzfischteiche eine besondere Rolle für das Vorkommen von Rote-Liste-Arten. Nicht bewirtschaftete Gewässer wiesen im Vergleich zu Abwachsteichen lediglich geringfügig höhere Artenzahlen auf. Bei struktureller Eignung waren auch Gewässer mit höheren Besatzdichten von artenreichen Amphibienzönosen besiedelt.

Folglich muss dem Erhalt strukturreicher Flachwasserzonen in den Gewässern oberste Priorität beigemessen werden. Darüber hinaus sollte die derzeitig extensive Nutzung der Gewässer beibehalten und ein möglichst heterogenes Mosaik aus verschiedenartig bewirtschafteten Teichen angestrebt werden.

[1] Vortrag zur 27. Jahrestagung 2017 „Forschungsschwerpunkte der Gesellschaft in der Oberlausitz“

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Abstract
Influence of stocking intensity and habitat structure on the amphibian assemblages in extensively managed carp ponds

Land-use intensification has caused a substantial decline of semi-natural habitats in Central Europe. Consequently, the biodiversity of those habitats has become increasingly threatened by habitat fragmentation and deterioration. Due to their complex and bipartite life cycle with aquatic and terrestrial stages, amphibians are particularly sensitive to such environmental changes. As a consequence of semi-natural management, carp ponds are among the most important amphibian habitats in Saxony, and thus, they play a prominent role in maintaining species diversity.

In this study, we analyzed the impact of habitat structure and pond management on amphibian assemblages in extensively managed carp ponds in Oberlausitz heath and pond landscape (Saxony). The main goal of the study was to detect key factors that determine the occurrence of species-rich amphibian assemblages in carp ponds. Additionally, we aimed to derive recommendations for pond management and conservation.

The results of our study highlight the importance of extensively managed carp ponds for amphibians. It is very likely that the high species richness in the study area has been promoted by the low degree of landscape fragmentation and heterogeneity of the studied ponds. In particular, threatened species benefited from a small-scaled mosaic of differently managed ponds. The presence of well-structured areas of shallow water has been identified as the most important driver for the occurrence of species-rich amphibian assemblages. Moreover, ponds stocked with young carp positively affected the occurrence of red-listed species, whilst there was only a slight increase of species richness in abandoned ponds. However, more intensively used ponds were also occupied by species-rich amphibian assemblages if they provided suitable habitat structures.

Accordingly, the maintenance of well-structured areas of shallow water should be given highest priority. Additionally, fishing activities should be continued in a low intensity and pond management should strive for a heterogeneous mosaic of diversified pond types.

Keywords: Biodiversität, *Bombina bombina*, Feldherpetologie, Kulturlandschaft, Teichwirtschaft, Vertragsnaturschutz.

1 Einleitung

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts kann auf globaler Ebene ein deutlicher Rückgang der Biodiversität verzeichnet werden. Diese Entwicklung hat in den letzten Jahren ein alarmierendes Ausmaß angenommen (Barnosky et al. 2011). Die Hauptursache für die dramatische Erosion der Artenvielfalt ist der Landnutzungswandel (Sala et al. 2000). Insbesondere die Intensivierung der Landnutzung hat in weiten Teilen Mitteleuropas zu gravierenden quantitativen und qualitativen Veränderungen der Kulturlandschaft beigetragen (Fartmann 2006, 2017, Ellenberg & Leuschner 2010, Poschlod 2015). Dieser Prozess hatte den direkten Verlust naturnaher Lebensräume sowie die zunehmende Fragmentierung und Degradierung dieser Habitate zur Folge. Infolgedessen ist der Fortbestand artenreicher Lebensgemeinschaften in stark fragmentierten Landschaften häufig bedroht (Fartmann 2017).

Amphibien gelten aufgrund ihrer Abhängigkeit von sowohl aquatischen als auch terrestrischen Habitaten als besonders empfindlich gegenüber derartigen Umweltveränderungen (Stuart et al. 2004, Cushman 2006). Als entscheidende Kriterien für das Vorkommen von Amphibien werden vor allem eine ausreichende Wasserführung, die Wasserqualität, das Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen sowie ein nicht zu hoher Prädationsdruck in den Laichgewässern angesehen. Darüber hinaus spielt die Vernetzung der Laichgewässer und terrestrischen Habitate eine wichtige Rolle (Marsh & Trenham 2001, Smith & Green 2005, Holtmann et al. 2017).

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Der Landnutzungswandel hat in Mitteleuropa zu einem stetigen Verlust geeigneter Laichgewässer geführt (Zöphel & Steffens 2002). Im Zuge der voranschreitenden Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft hat sich diese negative Entwicklung bis heute weiter verschärft. Dabei ist auch ein zunehmender Mangel an geeigneten Überwinterungs- und Nahrungshabitaten zu verzeichnen. Der negative Einfluss der anthropogen bedingten Habitatverluste, der Fragmentierung der Lebensräume und der Verschlechterung der Habitatqualität auf Amphibien wurde in einer Vielzahl von Studien belegt (z. B. Pechman & Wilbur 1994, Cushman 2006). Gleichzeitig nimmt die Bedeutung von Sekundärbiotopen und neuartigen Ökosystemen als Lebensraum für gefährdete Amphibienarten zu (Zöphel & Steffens 2002, Brand & Snodgrass 2010, Holtmann et al. 2017). Auch extensiv betriebene Teichwirtschaften können bei naturschutzgerechter Bewirtschaftungsweise den Habitatansprüchen vieler Amphibienarten gerecht werden (Zöphel & Steffens 2002, Sieg 2008, Kloskowski 2010, vgl. Kap. 2.1).

Karpfenteiche sind bis heute ein typischer Bestandteil der sächsischen Kulturlandschaft und zählen deshalb dort aktuell zu den bedeutendsten Amphibienlebensräumen (Zöphel & Steffens 2002). Für die stark gefährdete Rotbauchunke (*Bombina bombina*) sind die Karpfenteiche sogar von landesweiter Bedeutung (vgl. Zöphel & Steffens 2002, Lutra 2012). Bei den bewirtschafteten Gewässern handelt es sich zumeist um flache, warme und nährstoffreiche Gewässer, die eine ertragreiche Fischernte gewährleisten (Weis & Krüger 1999, Füllner et al. 2007). Diese Bedingungen erfüllen auch die grundlegenden Habitatansprüche der meisten Amphibienarten und begünstigen zudem die Larvalentwicklung (Günther 2009). Jedoch belegen zahlreiche Studien einen negativen Einfluss des Fischbesatzes auf die Amphibienfauna (Hartel et al. 2007, Kloskowski 2011, Laufer & Wollenzin 2011). Einerseits können Amphibienbestände – mit Ausnahme der Erdkröte (*Bufo bufo*) – durch direkte Prädation der Amphibienlarven sowie eine Aufnahme des Amphibienlaichs während der Nahrungssuche der Karpfen (*Cyprinus carpio*) dezimiert werden (Günther 2009, Laufer & Wollenzin 2011), zum anderen nimmt durch die zunehmende Gewässertrübung infolge der Nahrungssuche der Karpfen die Mortalität der Amphibienlarven zu (Miller & Crowl 2006, Kloskowski 2011). Neben den unmittelbaren Auswirkungen des Fischbesatzes auf Amphibien wirkt sich die Teichbewirtschaftung aber auch auf die Habitatstrukturen und die Wasserqualität der Gewässer aus (Driver et al. 2005, Füllner et al. 2007). So stellen strukturreiche Flachwasserbereiche zwar wichtige Laichhabitate und Larvallebensräume für Amphibien dar (Günther 2009, Glandt 2015), sind jedoch aus teichwirtschaftlicher Sicht unrentabel und werden deshalb bei konventioneller Teichbewirtschaftung häufig beseitigt (Füllner et al. 2007, Bätzing 2013).

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden der Einfluss der Habitat- und Landschaftsstruktur sowie der Bewirtschaftungsweise auf Amphibien in einem naturnahen Karpfenteich-Komplex der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft analysiert. Die nördliche Oberlausitz zählt zu den bedeutendsten fischereiwirtschaftlich genutzten Teichgebieten Mitteleuropas (Füllner et al. 2007). Während die Teiche in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch eine intensive Bewirtschaftung mit Fischerträgen von bis zu 3.000 kg/ha geprägt waren (Füllner et al. 2007), wird die Mehrheit der Oberlausitzer Teichwirtschaften aufgrund der gesunkenen Nachfrage nach Karpfen als Speisefisch und intensivierten Vertragsnaturschutzmaßnahmen heute wieder extensiv betrieben (Erträge von ø 500 kg/ha, Sieg 2008). Diese Entwicklung birgt ein herausragendes Potenzial, ökologische und ökonomische Belange in Einklang zu bringen.

Wir gehen davon aus, dass eine extensive Bewirtschaftung der Gewässer (s. Kap. 2) im Vergleich zur konventionellen Nutzung die Amphibiendiversität weniger stark beeinträchtigt (vgl. Hartel et al. 2007, Kloskowski 2011). Darüber hinaus vermuten wir, dass das Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen bei einer extensiven Bewirtschaftung eine größere Rolle für das Vorkommen der Amphibien spielt als die Fischbesatzdichte. Das Hauptziel der vorliegenden Studie ist es, die entscheidenden Parameter

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

zu identifizieren, die das Vorkommen artenreicher Amphibienzönosen in extensiv genutzten Karpfenteichen erklären. Darüber hinaus soll die Bedeutung der Karpfenteiche für den Biodiversitätsschutz am Beispiel der Amphibien dargestellt werden. Anhand der Ergebnisse der Untersuchung werden Empfehlungen für eine naturschutzgerechte und nachhaltige Bewirtschaftung der Gewässer abgeleitet.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) liegt im Nordosten des Landkreises Görlitz (Sachsen) östlich der Gemeinde Rietschen. Es umfasst mit Ausnahme der Daubitzer Teichgruppe alle bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Stillgewässer im Naturschutzgebiet Niederspreer Teichgebiet und Kleine Heide Hähnichen (Teichgruppen Niederspree und Oberspree), sowie die Gewässer der angrenzenden Quolsdorfer Teichgruppe (Abb. 1).

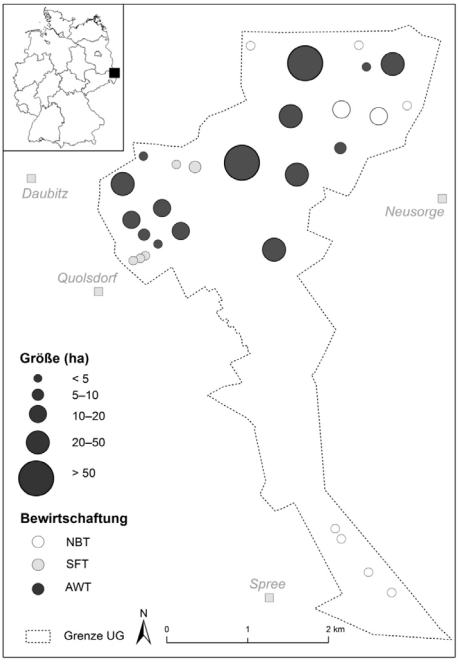

Abb. 1: Schematische Übersicht über Lage, Größe und Bewirtschaftungsweise der untersuchten Gewässer im UG. NBT = Nicht bewirtschaftete Teiche, SFT = Satzfischteiche ($K_0/K_V/K_1$), AWT = Abwachsteiche (K_2/zK_3).

Das Klima im UG ist kontinental getönt und zeichnet sich besonders durch warme Sommer und relativ kalte Winter aus (Lutra 2012). Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 8,3 °C bei einer mittleren jährlichen Niederschlagssumme von 665 mm (Station Hähnichen, Zeitraum 1981–2010, Lutra 2012). Die Böden im UG sind überwiegend sandig, tiefgründig und nährstoffarm, durch oberflächennah anstehendes Grundwasser kommt es lokal zu Vergleyungen der Böden (Lutra 2012). Naturräumlich wird das UG der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft zugeordnet (Mannsfeld & Syrbe 2008). Der Naturraum zeichnet sich durch eine hohe Biotop- und Artenvielfalt aus und zählt demzufolge zu einem der wenigen bundesweiten Biodiversitäts-Hotspots (Ackermann & Sachteleben 2012). Charakteristisch hierfür ist ein vielfältiges Mosaik aus Binnendünen, Heiden, Karpfenteichen, vermoorten Senken und ausgedehnten Wäldern (Mannsfeld & Syrbe 2008).

Karpfenteiche treten im UG mit einem Flächenanteil von mehr als 15 % landschaftsprägend in Erscheinung und tragen maßgeblich zur hohen Artenvielfalt des Gebietes bei (Lutra 2012). Bei den Karpfenteichen handelt es sich um anthropogen angestaute, meso- bis eutrophe Stillgewässer, die aus nahegelegenen Fließgewässern gespeist werden. Da die ertragsarmen Böden eine landwirtschaftliche Nutzung im Naturraum seit jeher stark einschränkten, wurden bereits im 13. Jahrhundert Teiche zur Zucht von Speisefischen angelegt (Füllner 2000). Durch hohe Grundwasserstände in den Niederungen und Auen sowie eine ausreichende Wasserzufuhr aus dem südlich gelegenen Bergland waren günstige Voraussetzungen für die Teichwirtschaft gegeben. Die Fläche der Karpfenteichwirtschaften nahm bis zum Ende des 19. Jahrhunderts stetig zu (Hartstock 2000). Im Verlauf des 20. Jahrhunderts wurde die Bewirtschaftung der Gewässer trotz abnehmender Fläche zunehmend intensiviert (Hartstock 2000, Brozio 2006). Durch die Zusammenlegung kleinerer Teiche, intensive Düngung sowie die Zufütterung mit Pellets wurden in der Oberlausitz häufig Fischerträge von 2.000–3.000 kg/ha erzielt (Meyer et al. 2003). Mit der Intensivierung nahm die Struktur- und Artenvielfalt in den Gewässern drastisch ab (Füllner 2000,

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Weis & Krüger 1999). Die bewirtschafteten Teiche werden in aller Regel zum Abfischen im Herbst abgelassen und im Winter/Frühjahr des Folgejahres wieder bespannt (Füllner et al. 2007). Einige Teiche, insbesondere Satzfischteiche, werden jedoch erst im späten Frühjahr/Frühsommer angestaut. Zudem werden für die Winterung von Jungfischen auch einige Teiche über den Winter bespannt (Weis & Krüger 1999). Heute erfolgt die Bewirtschaftung der Gewässer im UG wieder überwiegend extensiv und im Einklang mit Naturschutzbelangen (d. h. Maximalerträge von 400 kg/ha, Erhalt von strukturreichen Flachwasserzonen, regelmäßige Teichpflege, naturschutzgerechtes Bespannungsregime, kleinräumige Nutzungsvielfalt; Leitbild detailliert festgelegt in Lutra 2012, Beispiel in Abb. 2). Das Gebiet zeichnet sich durch eine bundesweit einzigartige Biotopausstattung aus, die sich auch in der hohen Habitatvielfalt in der Umgebung der Teiche widerspiegelt (Lutra 2012). Wie es für Karpfenteich-Komplexe generell üblich ist, liegen die Teiche im UG in geringer Entfernung zu benachbarten Gewässern (Abb. 1 und Tab. 1). Typisch für das UG ist ein räumliches Nebeneinander unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen. Neben der Nutzung der Gewässer als Satzfischteich (K_0, K_v, K_1) oder Abwachsteich (K_2, zK_3) ist ein Teil der Teiche komplett von der Bewirtschaftung ausgeschlossen. Jedoch werden diese Gewässer im Rahmen von Vertragsnaturschutzmaßnahmen regelmäßig gepflegt. Durch die permanente Wasserführung sind nicht bewirtschaftete Gewässer häufig durch höhere Wildfischbestände gekennzeichnet (z. B. Hecht, Schleie, Flussbarsch). Bedingt durch die Vernetzung der Teiche über Zu- und Ablaufgräben ist eine Ausbreitung von Wildfischen im UG leicht möglich, sodass Wildfische in allen Gewässern des UG in geringer Dichte vorkommen (i. d. R. < 30 kg/ha). Eine Ausnahme bilden hierbei die spät bespannten Satzfischteiche, die weitgehend frei von Wildfischen sind. Hierbei spielt neben dem Bespannungsregime auch die Zu- und Ablaufsituation dieser Gewässer (engmaschige Gitter) eine entscheidende Rolle (Lutra 2012). In den bewirtschafteten Teichen wird zur Wasserkonditionierung/Desinfektion teilweise Branntkalk (CaO) eingesetzt (Abb. 3). Zudem findet in einigen Gewässern in geringem Ausmaß eine Zufütterung mittels Getreide/Getreideschrot oder Stallmistdüngung (Satzfischteiche) statt.

3 Material und Methoden

3.1 Amphibienerfassung

Die Erfassung der Amphibien fand zwischen Mitte März und Anfang Juni 2016 statt. Dabei wurde jedes Gewässer insgesamt sechsmal begangen, wobei die Kartierungen sowohl tagsüber als auch nachts stattfanden (mindestens drei Tag- und drei Nachtbegehungen). An allen Gewässern im UG (N = 29) wurde dabei das Artenspektrum der Amphibien an einer repräsentativen Probefläche (PF) à 500 m² erfasst.

Abb. 2: Extensiv bewirtschaftete Karpfenteiche (Frauenteich, Teichgruppe Niederspree) haben bedingt durch ihre Strukturvielfalt eine große naturschutzfachliche Bedeutung. Foto: Simon Dorner

Abb. 3: Branntkalk wird zur Wasserkonditionierung/Desinfektion fischereiwirtschaftlich genutzter Gewässer eingesetzt und stellt eine potentielle Gefährdungsursache für Amphibien dar (Quolsdorfer Teichgruppe). Foto: Simon Dorner

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Tab. 1: Übersicht über alle erhobenen Parameter: Uferstruktur (a), Gewässerstruktur (b), abiotische Gewässerparameter (c), Bewirtschaftungsparameter (d) und Landschaftsfaktoren (e). (Datenskalierung, Mittelwert ± Standardfehler (SF), sowie Minimum und Maximum der Variablen an den untersuchten Probeflächen).

Parameter	Skalierung	Mittelwert ± SF	Min.–Max.
Zielvariablen			
Artenzahl (alle Arten)	Metrisch	4,9 ± 0,3	2–9
Artenzahl (gefährdete Arten)	Metrisch	2,8 ± 0,3	0–6
Erklärende Variablen			
(a) Uferstruktur			
Uferneigung [°]	Metrisch	32,8 ± 2,9	10 – 60
Sonnenscheindauer [h]	Metrisch	6,8 ± 0,5	2,3–10,3
Streu [%]	Metrisch	21,0 ± 3,1	5–70
Offenboden [%]	Metrisch	12,9 ± 0,9	5–20
Krautschicht [%]	Metrisch	61,7 ± 3,7	5–90
Binsen [%]	Metrisch	2,1 ± 0,6	0–10
Strauchschicht [%]	Metrisch	4,5 ± 1,1	0–20
Ufergehölze [%]	Metrisch	42,9 ± 5,2	5–80
[b) Gewässerstruktur			
Flachwasserzone [%]	Metrisch	43,1 ± 4,1	5–90
Röhricht [%]	Metrisch	18,1 ± 4,3	0–90
Emerse/Submerse Vegetation [%]	Metrisch	42,9 ± 5,5	0–90
[c] Abiotische Gewässerparameter			
Leitfähigkeit [µS/ cm]	Metrisch	388,6 ± 13,7	233–516
pH–Wert	Metrisch	8,3 ± 0,2	6,6–8,4
[d] Bewirtschaftungsparameter			
Fischbesatz [kg/ ha]	Metrisch	203,7 ± 43,9	19,1–994,4
Bewirtschaftung [NBT, SFT, AWT]	Kategorial	.	.
Kalkung [ja/nein]	Kategorial	.	.
Fütterung [ja/nein]	Kategorial	.	.
Düngung [ja/nein]	Kategorial	.	.
[e] Landschaftsfaktoren			
Isolation [m]	Metrisch	104,1 ± 25,1	16–480
Flächengröße [ha]	Metrisch	16,8 ± 4,3	0,3–91,7

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Aufgrund der unterschiedlichen Phänologie und Aktivitätszeiten der Arten kamen zur Erfassung der Amphibien artspezifisch unterschiedliche Methoden zum Einsatz (vgl. Hachtel et al. 2009, Glandt 2014, Holtmann et al. 2017). Das Vorkommen der Froschlurche (Anura) wurde vor allem durch Sichtbeobachtungen und Verhören ermittelt. Die Erfassung der Braunfrösche (*Rana arvalis*, *Rana temporaria*) erfolgte Mitte März ergänzend durch die Suche nach Laichballen (Hachtel et al. 2009). Darüber hinaus wurden zum Nachweis der Grünfrösche (*Pelophylax* kl. *esculentus*, *Pelophylax lessonae*), des Laubfrosches (*Hyla arborea*) und der Rotbauchunke (*Bombina bombina*) beim Verhören Klangattrappen eingesetzt, da diese die Rufaktivität der Arten anregen. Die Vorkommen der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) wurden sowohl akustisch als auch durch Sichtbeobachtungen erfasst. Der Nachweis der Wechselkröte (*Bufotes viridis*) geschah akustisch. Die Erfassung der Erdkröte (*Bufo bufo*) erfolgte vor allem durch nächtliches Ableuchten der PF im Zeitraum von Ende März bis Anfang April (Hachtel et al. 2009, Glandt 2011). Die Erfassung der Schwanzlurche (Urodela) erfolgte schwerpunktmäßig über den Einsatz von Flaschenfallen (vgl. Kronshage et al. 2014). Dazu wurden in jeder PF zu zwei Zeitpunkten (Mitte April / Mitte Mai) für je eine Nacht fünf Flaschenfallen ausgebracht und auf das Vorkommen von Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) und Kammmolch (*Triturus cristatus*) kontrolliert. Zudem wurde der Amphibienlarven-Beifang bestimmt, um sicherzustellen, dass auch Amphibienarten nachgewiesen wurden, die nur in sehr geringer Abundanz an den PF vorkamen. Ergänzend wurden Schwanzlurche über das Ableuchten der PF während der Nachtbegehungen nachgewiesen. Die Bestimmung der Arten erfolgte im Gelände nach Glandt (2011) und Berninghausen (2012).

3.2 Erfassung der Habitatparameter

Für jede PF wurden im Zeitraum von Anfang bis Mitte Mai für Amphibien relevante Habitatparameter erhoben (Tab. 1). Dabei wurde die Habitatstruktur am Ufer und im Gewässer über die Abschätzung der Deckungsgrade einzelner Strukturelemente mit einer Genauigkeit von 5 % erfasst. Als Flachwasserbereiche wurden alle Gewässerabschnitte bis zu einer Tiefe von < 30 cm eingestuft (Holtmann et al. 2017). Die Uferneigung wurde mit einem Inklinometer, der pH-Wert und die Leitfähigkeit der Gewässer mit Hilfe einer Multisonde (Modell Hanna HI 98129) gemessen. Die potentielle Sonnenscheindauer (Monat Mai) an den PF wurde mittels eines Horizontoskops ermittelt (Tonne 1954). Die Kreba Fisch GmbH stellte die Daten zur Bewirtschaftung, zum Alter und zur Besatzdichte der Fische in den genutzten Teichen zur Verfügung. Für alle nicht bewirtschafteten Teiche wurde in Anlehnung an Schnabel (2009) ein natürlicher Fischbesatz von 30 kg/ha angenommen. Die Gewässergröße und die mittlere Entfernung zu den drei nächstgelegenen Gewässern wurden mittels ArcGIS 10.2 ermittelt.

3.3 Statistische Auswertung

Um den Einfluss der Bewirtschaftung auf die Artenzahlen der Amphibien an den PF zu ermitteln, wurden die Teiche nach Bätzing (2013) in unterschiedliche fischereiwirtschaftliche Kategorien unterteilt: nicht bewirtschaftete Teiche (NBT), Satzfischteiche (SFT = K_0/K_v/K_1) und Abwachsteiche (AWT = K_2/zK_3) (Abb. 1). Signifikante Unterschiede zwischen diesen Gruppen wurden mittels ANOVA getestet. Um den Einfluss der Habitatparameter auf die Artenzahlen zu untersuchen, wurden Generalisierte Lineare Modelle (GLM) berechnet (R Development Core Team 2016). Dabei wurden nicht-signifikante Faktoren durch schrittweise-rückwärtsgerichtete Selektion aus den Modellen ausgeschlossen. Zur Vermeidung von Multikollinearität wurden stark interkorrelierte Variablen (Spearman-Korrelationskoeffizient: $|r_s| > 0{,}6$) von der Berechnung der GLM ausgeschlossen. Da für die Deckung der emersen/submersen Vegetation ein unimodaler Zusammenhang bestand, wurde die Variable vor den Analysen zentriert und quadriert. In allen Analysen wurde das gesamte Artenspektrum sowie die Anzahl gefährdeter/FFH Anhang IV-Arten (s. Kühnel et al. 2009, Europäische Kommission 1992) betrachtet. Weiterhin wurde für alle Arten mit einer Stetigkeit von >10 % überprüft,

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

ob bezüglich der Umweltparameter Unterschiede zwischen Präsenz-/Absenzflächen bestehen. Signifikante Unterschiede wurden dabei mittels Mann-Whitney-U-Test (metrische Variablen) und chi²-Test (kategoriale Variablen) ermittelt. Die statistischen Auswertungen wurden mit Hilfe der Software SigmaPlot 13.0 und R 3.4.1 durchgeführt.

4 Ergebnisse

4.1 Amphibienzönosen

Insgesamt konnten in den Gewässern elf Amphibienarten nachgewiesen werden (Tab. 2). Sieben dieser Arten sind in der Roten Liste Sachsens einer Gefährdungskategorie zugeordnet und werden zudem im Anhang IV-Arten der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH) aufgeführt. Die Artenzahl an den PF lag im Mittel bei fünf Arten; maximal konnten neun Arten an einem Gewässer nachgewiesen werden (Tab. 1). Mit einer Stetigkeit von ~90 % waren der Teichfrosch (*Pelophylax* kl. *esculentus*) und die Erdkröte (*Bufo bufo*) die häufigsten Arten im UG (Tab. 2). Aber auch gefährdete Arten wiesen hohe Stetigkeiten auf: Der Laubfrosch (*Hyla arborea,* Abb. 6) kam an 79 % aller PF vor, der Moorfrosch (*Rana arvalis*) war an 59 %, die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) an 48 % und die Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) an 47 % der untersuchten Gewässerabschnitte vertreten.

4.2 Auswirkungen der Habitatstruktur und Bewirtschaftungsweise

Während bei Betrachtung der Gesamtartenzahlen kein Einfluss der Bewirtschaftung erkenn-

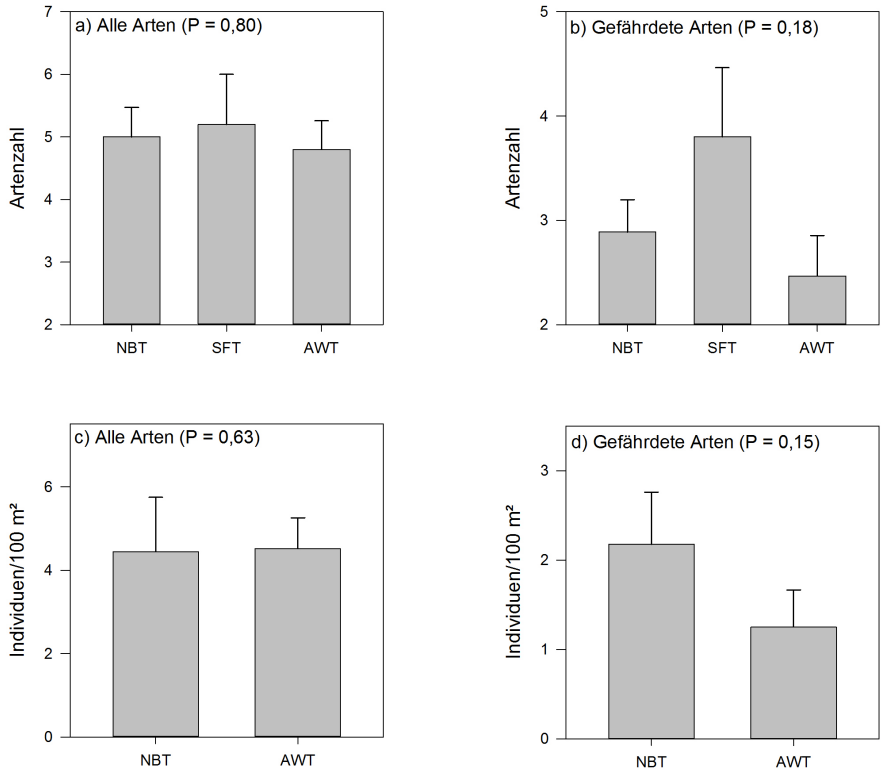

Abb. 4: Artenzahlen an den Probeflächen (N = 29; davon N_{NBT} = 9, N_{SFT} = 5 und N_{AWT} = 15): alle Arten (a) und gefährdete Arten (b). NBT = Nicht bewirtschaftete Teiche, SFT = Satzfischteiche ($K_0/K_v/K_1$), AWT = Abwachsteiche (K_2/zK_3).

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

bar war, wiesen Satzfischteiche im Mittel mehr gefährdete Arten auf als Abwachsteiche und nicht bewirtschaftete Gewässer (Abb. 4, Tab. 3). Auf artspezifischer Ebene waren vor allem die Vorkommen von *B. bombina* und *P. lessonae* an die Bewirtschaftung als Satzfischteich gekoppelt (Tab. 4). Im Gegensatz dazu wurden diese Gewässer von *B. bufo* und *R. arvalis* weitestgehend gemieden. Im Vergleich zu Abwachsteichen wiesen die von der Bewirtschaftung ausgeschlossenen Gewässer lediglich geringfügig höhere Artenzahlen auf. Der als Abwachsteich genutzte Neuwiesenteich stellte trotz eines Fischbesatzes von > 900 kg/ha mit neun Arten sogar das artenreichste Gewässer im UG dar. Während sich die Bewirtschaftung als Abwachsteich negativ auf die Präsenz von *P. lessonae* auswirkte, war *B. bufo* vorrangig in diesen Gewässern vertreten. Zudem waren die Vorkommen von *P.* kl. *esculentus* positiv mit dem Fischbesatz korreliert. Während die von *P.* kl. *esculentus* und *P. lessonae* besiedelten Teiche durch eine höhere Leitfähigkeit gekennzeichnet waren, wirkte sich dieser Faktor negativ auf die Vorkommen von *R. arvalis* aus. Weiterhin hatte auch die Zufütterung einen negativen Einfluss auf die Präsenz von *R. arvalis*. Zwischen der Kalkung der Gewässer und der Artenvielfalt aller und gefährdeter Arten konnte ein negativer Zusammenhang ermittelt werden, bei artspezifischer Analyse galt dies jedoch nur für *P. lessonae* (Tab. 3, Tab. 4).

Verschiedene Strukturparameter hatten einen signifikanten Einfluss auf die Amphibiendiversität und das Vorkommen der Arten. Eine geringe Uferneigung und ein hoher Anteil an Flachwasserzonen begünstigten gleichermaßen die Gesamtartenzahl und die Anzahl gefährdeter Arten (Tab. 3, Abb. 5). Bei Betrachtung der einzelnen Arten zeigten insbesondere *R. arvalis* und *P. lessonae* eine Präferenz für Flachwas-

Tab. 2: Übersicht über die nachgewiesenen Arten: Gefährdung nach Kühnel et al. (2009), FFH-Status (Richtlinie 92/43 EWG): 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; V = Vorwarnliste, G = Gefährdung unbekannten Ausmaßes. Stetigkeiten in den Gewässern (N = 29).

Art	Gefährdung	FFH Anhang IV	FFH Anhang II	Stetigkeit [%]
Bombina bombina (Linnaeus, 1761)	2	×	×	48
Bufo bufo (Linnaeus, 1761)	.	.	.	86
Bufotes viridis (Laurenti, 1768)	3	×	.	4
Hyla arborea (Linnaeus, 1758)	3	×	.	79
Lissotriton vulgaris (Linnaeus, 1758)	.	.	.	31
Pelobates fuscus (Laurenti, 1768)	3	×	.	45
Pelophylax kl. *esculentus* (Linnaeus, 1758)	.	.	.	90
Pelophylax lessonae (Camerano, 1882)	G	×	.	38
Rana arvalis (Nilsson, 1842)	3	×	.	59
Rana temporaria (Linnaeus, 1758)	.	.	.	4
Triturus cristatus (Laurenti, 1768)	V	×	×	10

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

serbereiche. Neben *R. arvalis* bevorzugte auch *B. bufo* Gewässer mit flachen Uferböschungen. Zudem waren die Vorkommen von *B. bombina*, *H. arborea* und *R. arvalis* mit einer höheren Binsendeckung im Uferbereich der PF korreliert. *P. lessonae* und *R. arvalis* profitierten zudem von einer ausgeprägten emersen/submersen Vegetation (Tab. 4).

Im Gegensatz dazu konnte kein Einfluss der Gewässergröße und -isolation auf die Artenzahlen festgestellt werden. Jedoch hatte die Gewässergröße bei artspezifischer Analyse einen positiven Einfluss auf das Vorkommen von *B. bufo*, *H. arborea* und *R. arvalis*. Darüber hinaus waren von *L. vulgaris* besiedelte Gewässer weniger stark voneinander isoliert als nicht besiedelte Teiche (Tab. 4).

5 Diskussion

Die Ergebnisse der Studie belegen deutlich, dass naturnahe Karpfenteich-Komplexe bei einer extensiven Bewirtschaftung einen bedeutenden Lebensraum für artenreiche Amphibienzönosen darstellen. Dabei ist insbesondere die hohe Stetigkeit gefährdeter Arten im UG hervorzuheben. Die Anzahl an Rote-Liste-Arten nahm von den Satzfischteichen, über nicht bewirtschaftete Teiche, hin zu den Abwachsteichen ab. Jedoch konnte gezeigt werden, dass auch Abwachsteiche bei nicht zu hohem Fischbesatz und struktureller Eignung die Habitatanforderungen der meisten Amphibienarten erfüllen. In diesem Zusammenhang spielten vor allem flache Ufer und ein hoher Anteil an Flachwasserzonen

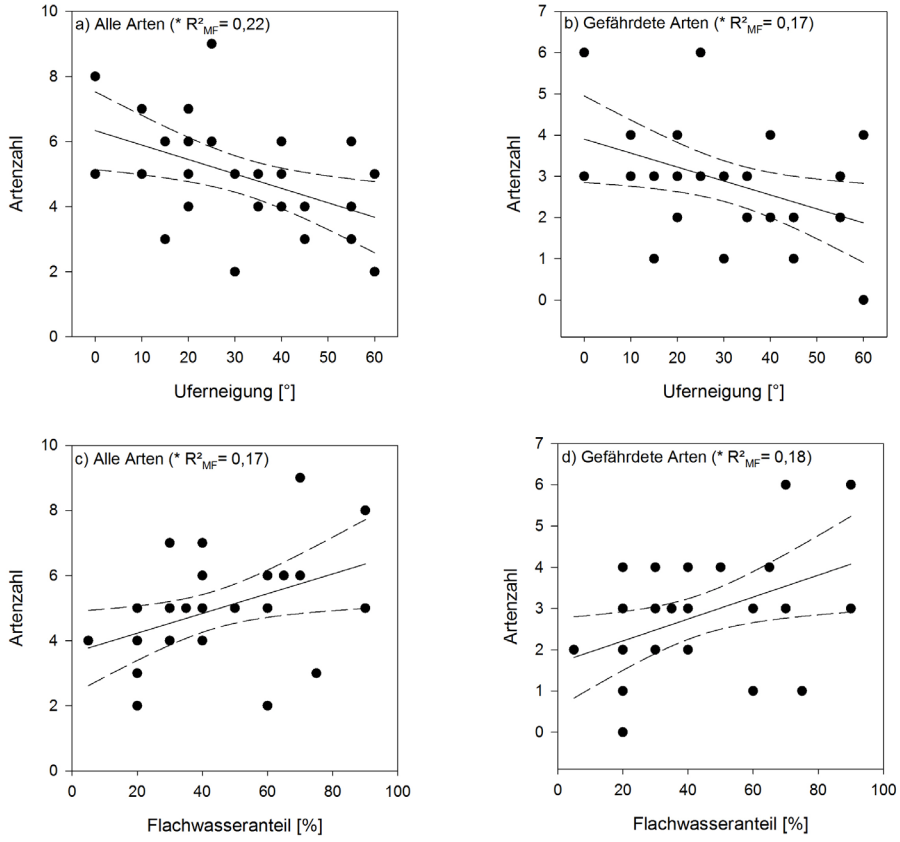

Abb. 5: Zusammenhang zwischen Artenzahlen und signifikanten Ufer- und Gewässerstrukturparametern (*N* = 29; vgl. Tab. 3): alle Arten (a, c) und gefährdete Arten (b, d). Die Modellgüte signifikanter GLM wird durch *McFadden's Pseudo R*² (R^2_{MF}) angegeben. Das Signifikanzniveau ist wie folgt angegeben: * $P < 0,05$. Die gestrichelten Linien stellen das 95 %-Konfidenzintervall dar.

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

eine essentielle Rolle. Bei einer differenzierten, artspezifischen Betrachtung konnte festgestellt werden, dass insbesondere das Vorkommen gefährdeter Arten stärker an das Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen und einen nicht zu hohen Prädationsdruck gebunden war. Im Gegensatz dazu profitierten einige eurytope Arten von der erhöhten Nährstoffverfügbarkeit infolge der fischereiwirtschaftlichen Nutzung.

5.1 Bedeutung von Karpfenteich-Komplexen für Amphibien

In den Karpfenteichen des UG konnten 80 % der im Naturraum Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft vorkommenden Amphibienarten nachgewiesen werden (vgl. Zöphel & Steffens 2002). Im Fall der stark gefährdeten Rotbauchunke (*B. bombina*) kann davon ausgegangen werden, dass mehr als die Hälfte des landesweiten Bestandes in den Teichwirtschaften der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft vorkommt (vgl. Zöphel & Steffens 2002). Dies unterstreicht den herausragenden Stellenwert naturnaher Teichwirtschaften für Amphibien in der sächsischen Kulturlandschaft. Jedoch stehen diese Befunde im Widerspruch zur generellen Annahme, dass sich Fischvorkommen negativ auf Amphibien auswirken (Smith et al. 1999, Kloskowski 2011, Laufer & Wollenzin 2011, Holtmann et al. 2017). Allerdings wei-

Tab. 3: Ergebnisse multipler Regressionsmodelle (GLM; N = 29): Zielvariable Artenzahl (Normalverteilung) und Uferstruktur (a), Gewässerstruktur (b), abiotische Gewässerparameter (c), Bewirtschaftungsparameter (d) sowie Landschaftsfaktoren (e). Nicht-signifikante Parameter wurden durch schrittweise-rückwärtsgerichtete Modellselektion von den Modellen ausgeschlossen. Die Modellgüte signifikanter GLM wird durch McFadden's Pseudo R^2 (R^2MF) angegeben. Die Signifikanzniveaus sind wie folgt gekennzeichnet: n.s. nicht signifikant; (.) P < 0,1; * P < 0,05; ** P < 0,01, *** P < 0,001.

Parameter	Alle Arten		Gefährdete Arten	
	t	*P*	*t*	*P*
(a) Uferstruktur				
(Intercept)	10,89	***	7,63	***
Uferneigung [°]	-2,73	*	-2,38	*
	R^2_{MF} = 0,22		R^2_{MF} = 0,17	
(b) Gewässerstruktur	*t*	*P*	*t*	*P*
(Intercept)	5,84	***	3,18	**
Flachwasseranteil [%]	2,36	*	2,43	*
	R^2_{MF} = 0,17		R^2_{MF} = 0,18	
(c) Abiotische Gewässerparameter	*t*	*P*	*t*	*P*
(Intercept)	2,01	n.s.	1,14	n.s
Keine signifikanten Parameter	.	.	.	.
	–		–	
(d) Bewirtschaftungsparameter	*t*	*P*	*t*	*P*
(Intercept)	5,94	***	2,67	***
Fischbesatz [kg/ha]	0,56	n.s.	-2,34	n.s.
Bewirtschaftung (SFT vs. NB)	0,83	n.s.	1,89	(.)
Bewirtschaftung (AWT vs. NB)	-1,18	n.s.	-3,07	n.s.
Kalkung (ja/nein)	-2,30	*	-2,13	*
Fischbesatz [kg/ha] × Bewirtschaftung (SFT)	-0,65	n.s.	-0,61	n.s.
Fischbesatz [kg/ha] × Bewirtschaftung (AWT)	-0,16	n.s	-0,03	n.s.
	R^2_{MF} = 0,36		R^2_{MF} = 0,46	
(e) Landschaftsfaktoren				
Isolation [m]	n.s.		n.s.	
Flächengröße [ha]	n.s.		n.s.	
	–		–	

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Tab. 4: Einfluss der Umweltparameter auf das Vorkommen der Amphibienarten mit einer Stetigkeit > 10 %, (*N*=29; Metrische Variablen: Mann-Whitney-U-Test, Kategoriale Variablen: chi²-Test): (a) Uferstruktur; (b) Gewässerstruktur; (c) Abiotische Gewässerparameter; (d) Bewirtschaftungsparameter; (e) Landschaftsfaktoren (– negativer Einfluss; + positiver Einfluss). Die Signifikanzniveaus sind wie folgt gekennzeichnet: n.s. nicht signifikant; (.) $p < 0,1$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

Parameter	*Bombina bombina*	*Bufo bufo*	*Hyla arborea*	*Lissotriton vulgaris*	*Pelobates fuscus*	*Pelophylax lessonae*	*Peloph. kl. esculentus*	*Rana arvalis*
(a) Uferstruktur								
Uferneigung [°]	n.s.	–(.)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	–(.)
Sonnenscheindauer [%]	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	n.s.
Streu [%]	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	n.s.
Offenboden [%]	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	n.s.
Krautschicht [%]	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	n.s.
Binsen [%]	+*	n.s.	+*	n.s.	n.s.	n.s	n.s	+(.)
Strauchschicht [%]	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	n.s.
Ufergehölze [%]	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	n.s.
(b) Gewässerstruktur								
Flachwasserzone [%]	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	+**	n.s	+**
Röhricht [%]	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	n.s.
Emerse/subm. Veg. [%]	n.s.	n.s	n.s.	n.s.	n.s.	+(.)	n.s	+**
(c) Abiot. Gewässerparam.								
Leitfähigkeit [µS/ cm]	n.s.	n.s	n.s.	n.s.	n.s.	+*	+*	–(.)
pH-Wert	n.s.	n.s	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s.
(d) Bewirtschaftung.								
Fischbesatz [kg/ha]	n.s.	n.s	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	+(.)	n.s.
Bewirtschaftung [NBT]	n.s.	n.s	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	n.s	n.s
Bewirtschaftung [SFT]	+*	–*	n.s.	n.s.	n.s.	+**	n.s	–(.)
Bewirtschaftung [AWT]	n.s.	+*	n.s.	n.s.	n.s.	–*	n.s	n.s.
Kalkung[ja/nein]	n.s.	n.s	n.s.	n.s.	n.s.	–(.)	n.s	n.s.
Fütterung [ja/nein]	n.s.	n.s	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	–*
Düngung [ja/nein]	+*	n.s	n.s.	n.s.	n.s.	+**	n.s	–(.)
(e) Landschaftsfaktoren								
Isolation [m]	n.s.	n.s.	n.s.	–*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Flächengröße [ha]	n.s.	+**	+(.).	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	+*

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

sen Laufer & Wollenzin (2011) darauf hin, dass das Prädationsrisiko für Amphibien zum einen stark von der Habitatstruktur der fischereiwirtschaftlich genutzten Gewässer und zum anderen von der Zusammensetzung, der Altersstruktur und der Bestandsdichte der Fischzönose abhängt.

Da die Fischereibetriebe in der Oberlausitz meist im Vollbetrieb arbeiten, setzten sich die Gewässer im UG wie in den meisten Teichgruppen des Naturraums aus einem Komplex unterschiedlich bewirtschafteter Gewässer zusammen (Füllner 2005, Lutra 2012). Einige Teiche waren zudem komplett von der Bewirtschaftung ausgeschlossen (Lutra 2012). Aufgrund dieser kleinräumigen Habitatheterogenität werden die Gewässer den Lebensraumansprüchen vieler Amphibienarten gerecht. Das Mosaik aus unterschiedlich strukturierten und bewirtschafteten Teichen ermöglicht es den Arten, auf schwankende Umweltbedingungen zu reagieren. Darüber hinaus waren die Teiche überwiegend von naturnahen, strukturreichen Habitaten umgeben, die als gut geeignete Nahrungs- und Überwinterungshabitate für Amphibien angesehen werden können (z. B. Bruchwälder, strukturreiche Laub- und Mischwälder, extensiv genutztes Grünland, Lutra 2012). Nach Rebhahn & Lokies (2004) kann der negative Einfluss einer teilweise intensiven Bewirtschaftung durch die hohe Habitatheterogenität und -konnektivität innerhalb von Teichwirtschaften sogar kompensiert werden. Obwohl auf Grund der generell geringen Isolation der Gewässer in unserer Studie kein Zusammenhang zwischen der Artenvielfalt und der Vernetzung der Gewässer ermittelt werden konnte, muss das Nebeneinander verschiedener Bewirtschaftungsformen in einem naturnahen Landschaftskontext als eine entscheidende Grundlage für die dauerhafte Etablierung artenreicher Amphibienzönosen in Teichwirtschaften angesehen werden.

5.2 Auswirkungen der Bewirtschaftungsweise und Habitatstruktur

In vorangegangenen Untersuchungen wurde mehrfach belegt, dass Satzfischteiche einen hohen Stellwert als Reproduktionsgewässer für Amphibien einnehmen (Kloskowski 2009, Lutra 2012). In Übereinstimmung mit diesen Ergebnissen wiesen die Satzfischteiche im UG im Mittel die größte Vielfalt an gefährdeten

Abb. 6: Laubfrosch (*Hyla arborea*) – Die gefährdete Art kam im UG an ungefähr 80 % der untersuchten Gewässer vor. Foto: Thomas Fartmann

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Amphibienarten auf. Meist setzen an diesen Gewässern bereits während des Bespannens im späten Frühjahr (ab Anfang Mai) intensive Ruf- und Laichaktivitäten ein (Lutra 2012). Da die Gewässer für früh ablaichende Arten wie *R. arvalis* und *B. bufo* keine Rolle spielen, kann vermutet werden, dass phänologisch spätere Arten von der geringeren interspezifischen Konkurrenz in Satzfischteichen profitieren (vgl. Semlitsch 2002). In unserer Studie waren vor allem die Vorkommen von *B. bombina* und *P. lessonae* an diese Bewirtschaftungsform gekoppelt. Da die Teiche mit Karpfenbrut bzw. Jungfischen besetzt werden, ist der Prädationsdruck in diesen Gewässern gering (Kloskowski 2009). Auf Grund des späteren Bespannungszeitraums der Satzfischteiche sind die Teiche bereits durch eine stärker ausgeprägte Teichbodenvegetation gekennzeichnet, die als Laichsubstrat dient und den Amphibienlarven zusätzlich Schutz vor Prädatoren bietet (Günther 2009). Es kann zudem davon ausgegangen werden, dass diese flachen, warmen und nährstoffreichen Gewässer nicht nur das Wachstum der Karpfenbrut, sondern auch die Larvalentwicklung der Amphibien begünstigen (Kloskowski & Nieoczym 2015).

Während Kloskowski (2009) Gewässern ohne Nutzfischbesatz eine ähnlich hohe Bedeutung beimisst wie den Satzfischteichen, konnten wir in den nicht bewirtschafteten Teichen des UG im Mittel nur geringfügig höhere Amphibienartenzahlen nachweisen als in den Abwachsteichen. Für das Vorkommen einiger eurytoper Arten scheint die Bewirtschaftung generell keinen entscheidenden Einfluss zu haben. *B. bufo* zählte im UG zu den häufigsten Arten an intensiver bewirtschafteten Abwachsteichen. Die Larven der Art bilden große Schwärme und werden aufgrund der Absonderung von Schreckstoffen (Bufotoxin) von Fischen gemieden (Laufer & Wollenzin 2011). Weiterhin kann angenommen werden, dass bei höheren Besatzdichten der Fraßdruck auf Amphibien durch eine maßvolle Zufütterung eingeschränkt werden kann (vgl. Schnabel 2009). Den Befunden von Günther (2009) entsprechend trat *P.* kl. *esculentus* in hoher Stetigkeit in den Karpfenteichen des UG auf. Darüber hinaus korrelierte das Vorkommen der Art sogar positiv mit der Besatzdichte. Im Gegensatz dazu konnte für *R. arvalis* und die Urodelen tendenziell eine Präferenz für ungenutzte Gewässer festgestellt werden. Einerseits ist zu vermuten, dass in nicht bewirtschafteten Gewässern auf Grund des nicht vorhandenen Nutzfischbesatzes generell ein geringeres Prädationsrisiko besteht. Andererseits können diese Teiche aufgrund der permanenten Wasserführung einen höheren Anteil an Wildfischen aufweisen (z. B. Hecht, Schleie, Flussbarsch), die den Prädationsdruck wiederum erhöhen (Lutra 2012). Bedingt durch die fehlende Bewirtschaftung und die geringeren Fischdichten waren die Gewässer jedoch häufig durch eine besser entwickelte emerse/submerse Vegetation und ausgedehnte Röhricht- und Verlandungszonen mit Flachwasserzonen charakterisiert.

Die wenigen Studien zur Bedeutung von Karpfenteichen für Amphibien haben vor allem die direkten Auswirkungen des Fischbesatzes betrachtet (Kloskowski 2009, 2010). Der Einfluss der Habitatstruktur wurde in diesen Studien jedoch kaum berücksichtigt. In unserer Untersuchung konnten wir zeigen, dass eine geringe Uferneigung und ein hoher Anteil an Flachwasserzonen die Schlüsselfaktoren für das Vorkommen artenreicher Amphibienzönosen an Karpfenteichen sind. Ein direkter Einfluss der Fischbesatzdichte auf die Gesamtartenzahlen und die Anzahl gefährdeter Arten konnte hingegen nicht nachgewiesen werden. Beispielsweise gehörte der Neuwiesenteich in der Niederspreer Teichgruppe trotz der relativ intensiven Bewirtschaftung (> 900 kg/ha) zu den artenreichsten Gewässern im UG. Große Teile dieses Gewässers wurden von Flachwasserzonen gebildet, die eine große Bedeutung für den Artenschutz haben. Da diese Bereiche in der Regel von größeren Fischen gemieden werden und demzufolge auch in bewirtschafteten Teichen eine strukturreiche Vegetation aufweisen (Rebhahn & Lokies 2004, Laufer & Wollenzin 2011), stellen sie selbst bei moderaten Besatzdichten geeignete Laichhabitate für Amphibien dar (Rebhahn & Lokies 2004). Auf Artebene spiegelt sich dies vor allem im höheren Flachwasseranteil der von *R. arvalis* und *P. lessonae* besiedelten Gewässer wider. Weiterhin deutet die höhere Binsendeckung in PF mit Präsenz von *B. bombina*, sowie *H. arborea* und *R. arvalis* auf eine Präfe-

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

renz für temporär überschwemmte Flachwasserbereiche hin. Nach Lutra (2012) ist das Vorkommen von *R. arvalis* in den Karpfenteichen im UG vor allem an Überschwemmungsflächen und lichte Röhrichtbestände gebunden. *B. bombina* und *H. arborea* bevorzugen krautige Flachwasserzonen mit einer ausgeprägten Vegetationsstruktur als Laichgewässer (Lutra 2012). Auch wenn die Vorkommen von *H. arborea*, *R. arvalis* und *B. bufo* positiv mit der Größe des Gewässers korreliert waren, ist davon auszugehen, dass die Strukturvielfalt und das Vorhandensein großflächiger Flachwasserzonen an diesen Gewässern für die Arten von größerer Bedeutung war (Hartel et al. 2009).

Neben der strukturellen Eignung der Gewässer wird das Mikroklima in vielen Studien als entscheidendes Habitatkriterium für Amphibien betrachtet (z. B. Hamer & Paris 2011). Da sich Flachwasserbereiche bei ausreichender Besonnung rasch erwärmen, wird die Entwicklung der Amphibienlarven in diesen Gewässerabschnitten begünstigt (Griffiths 1997). Darüber hinaus gehen höhere Wassertemperaturen mit einem Anstieg der Produktivität einher (Holtmann et al. 2017). Die Nährstoffkonzentration der Teiche steigt zudem mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität deutlich an (Füllner et al. 2007, Lutra 2012). Dies hat zur Folge, dass das Nahrungsangebot in intensiver bewirtschafteten Gewässern generell sehr hoch ist (Lutra 2012). Die gesteigerte Ertragsfähigkeit dieser Gewässer gewährleistet einerseits hohe Zuwachsraten der Fische, begünstigt andererseits aber auch das Vorkommen von Amphibienarten, die regelmäßig nährstoffreiche Gewässer besiedeln (Günther 2009, Holtmann et al. 2017). Die Leitfähigkeit kann als Maß gelöster Nährionen (z. B. Nitrat) als Indikator für die Produktivität von Gewässern herangezogen werden (Pellet et al. 2004). So wiesen die von *P.* kl. *esculentus* und *P. lessonae* besiedelten Gewässer eine höhere Leitfähigkeit auf. Im Gegensatz dazu wirkte sich eine hohe Leitfähigkeit negativ auf das Vorkommen von *R. arvalis* – als charakteristische Art nährstoffarmer Gewässer – aus. Der Einsatz von Branntkalk stellt eine weitere potentielle Gefahr für Amphibien in Karpfenteichen dar (Kornek et al. 2014). In unserer Untersuchung waren die Artenzahlen in den mit Branntkalk behandelten Teichen zwar niedriger als in den übrigen Gewässern, doch lässt sich dieser Zusammenhang auf Grund der geringen Auswirkungen der Kalkung in vegetationsreichen Flachwasserzonen vermutlich eher auf eine generell intensivere Bewirtschaftung der Teiche als auf eine direkte Auswirkung der Kalkung zurückführen (Kornek et al. 2014). Trotz der derzeit geringen Beeinträchtigung der Artenvielfalt durch die Bewirtschaftung der Teiche ist davon auszugehen, dass eine starke Intensivierung der Teichwirtschaft (z. B. höhere Besatzdichten) die Strukturvielfalt und Wasserqualität langfristig negativ beeinflussen und zwangsläufig zum Rückgang vieler Amphibienarten führen würde (Lutra 2012).

5.3 Schlussfolgerungen für den Naturschutz

Anhand der Ergebnisse der Studie konnte gezeigt werden, dass extensiv bewirtschaftete Karpfenteiche einen herausragenden naturschutzfachlichen Wert für den Erhalt artenreicher Amphibienzönosen in Kulturlandschaften haben. Die flachen, warmen, und meist nährstoffreichen Gewässer erfüllen grundlegende Habitatansprüche der Amphibien. Zwar traten gefährdete Arten in nicht bewirtschafteten Teichen und insbesondere in Satzfischteichen in höherer Artenzahl auf, doch ließ sich in bewirtschafteten Teichen bei der derzeitigen Bewirtschaftungsintensität kein Zusammenhang zwischen der Besatzdichte und Amphibiendiversität herstellen. Vielmehr spielt das Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen sowie das kleinräumige Nebeneinander unterschiedlich bewirtschafteter Gewässer eine entscheidende Rolle für das Vorkommen artenreicher Amphibienzönosen. Demnach muss der Erhalt strukturreicher Flachwasserzonen in Karpfenteichen aus Sicht des Naturschutzes oberste Priorität haben (Lutra 2012). Darüber hinaus sollte die extensive Bewirtschaftung auch zukünftig durch Vertragsnaturschutzmaßnahmen sichergestellt werden, da diese sowohl ökologischen und fischereiwirtschaftlichen Belangen gerecht wird (Füllner et al. 2007, Lutra 2012). Dies beinhaltet auch die regelmäßige Pflege ungenutzter Teiche (Lutra

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

2012). Weiterhin wird angeregt, den Branntkalkeinsatz und die Düngung der Teiche auf das minimal notwendige Maß zu reduzieren und den Wasserhaushalt der Teiche zu optimieren. Im Allgemeinen wird die Larvalentwicklung der Amphibien durch eine flache, langsame Bespannung der Gewässer begünstigt. Nach Möglichkeit sollte bei der Bewirtschaftung der Gewässer zudem darauf geachtet werden, dass ein Großteil der Teiche bereits zu Beginn des Frühjahrs bespannt wird, um die erfolgreiche Reproduktion phänologisch früher Arten (z. B. *B. bufo*, *R. arvalis* und *R. temporaria*) zu gewährleisten. Idealerweise sollten in räumlicher Nähe einige Teiche später angestaut werden, da diese eine besondere Bedeutung für gefährdete Arten (z. B. *B. bombina*) haben (Lutra 2012, Kloskowski & Nieoczym 2015). Ein Ablassen der Teiche während der Laichzeit sollte zwingend unterbleiben. Die Bewirtschaftung und das Management der Teiche sollten auf ein möglichst vielseitiges Mosaik unterschiedlicher Strukturen abzielen, um ein breites Habitatangebot für Amphibien zu gewährleisten (Hamer & Paris 2011, Lutra 2012). Da die Gewässer bei ausbleibender Bewirtschaftung langfristig verlanden und ihre Bedeutung als Reproduktionshabitat verlieren würden, ist der Erhalt artenreicher Amphibienzönosen wesentlich an die Fortführung einer extensiven fischereilichen Nutzung gebunden (Meyer et al. 2003, Lutra 2012).

Danksagung

Unser besonderer Dank gebührt der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz e. V. für die Unterstützung der Studie. Darüber hinaus bedanken wir uns bei Herrn Alexander E. Wünsche (Untere Naturschutzbehörde, Landkreis Görlitz) für die Erteilung der naturschutzfachlichen Ausnahmegenehmigung zur Durchführung unserer Untersuchung. Weiterhin sind wir der Kreba Fisch GmbH für die Erteilung der Betretungsgenehmigung der Gewässer und Bereitstellung der Bewirtschaftungsdaten dankbar. Für die fachliche Betreuung und Gastfreundschaft vor Ort danken wir den Herren Michael Striese, Dr. Fritz Brozio, Dieter Zarth, Holger Lauterbach und dem Personal des Schlosses Niederspree. Dank gilt auch den Herren Ulrich Scheidt und Konrad Kürbis für die Begutachtung des Artikels.

Literatur

Ackermann, W. & J. Sachteleben (2012): Identifizierung der Hotspots der Biologischen Vielfalt in Deutschland. – BfN-Skripten **315**: 137 S.

Bätzing, W. (2013): Nutzungskonflikte zwischen Teichwirtschaft, Naturschutz und Freizeitinteressen im Aischgrund. Probleme und Potenziale bei der Aufwertung des „Aischgründer Karpfens“ zum Qualitätsregionalprodukt. – Mitteilungen der Fränkischen Geographischen Gesellschaft **59**: 81–100

Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey & E. A. Ferrer (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? – Nature **471**: 51–57

Berninghausen, F. (2012): Welche Kaulquappe ist das? Der wasserfeste Amphibienführer. Heimische Frösche, Kröten, Unken, Molche und Salamander auf 250 Fotos. – Naturschutzbund (NABU) Niedersachsen; Hannover: 50 S.

Brand, A. B. & J. W. Snodgrass (2010): Value of Artificial Habitats for Amphibian Reproduction in Altered Landscapes. – Conservation Biology **24**, 1: 295–301

Brozio, F. (2006): Vögel als Indikatoren der Landschaftsveränderungen im Gebiet Muskauer Heide und Niederspree-Hammerstadt. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **14**: 53–71

Cushman, S. A. (2006): Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. – Biological Conservation **128**, 2: 231–240

Driver, P. D., G. P. Closs & T. Koen (2005): The effects of size and density of Carp (*Cyprinus carpio*) on water quality in an experimental pond. – Archiv für Hydrobiologie **163**, 1: 117–131

Ellenberg, H. & C. Leuschner (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – Ulmer; Stuttgart: 1325 S.

Europäische Kommision (1992): FFH-RICHTLINIE (Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) vom 21 Mai 1992. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften **25**, Nr. L 206

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Fartmann, T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? – In: Fartmann, T. & G. Hermann (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. – Abhandlungen des Westfälischen Museums für Naturkunde Münster **68**, 3

Fartmann, T. (2017): Überleben in fragmentierten Landschaften – Grundlagen für den Schutz der Biodiversität Mitteleuropas in Zeiten des globalen Wandels. – Naturschutz und Landschaftsplanung **49**, 9: 277–282

Füllner, G. (2005): Fischerei. – In: Bastian, O., T. Porada, M. Röder & R.-U. Syrbe (Hrsg.): Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. – Landschaften in Deutschland: Werte der deutschen Heimat **67**: 452 S.

Füllner, G., M. Pfeifer, & N. Langner (2007): Karpfenteichwirtschaft. Bewirtschaftung von Karpfenteichen. Gute fachliche Praxis. – Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft; Dresden: 116 S.

Glandt, D. (2011): Grundkurs Amphibien- und Reptilienbestimmung: Beobachten, Erfassen und Bestimmen aller europäischen Arten. – Quelle & Meyer; Wiebelsheim: 412 S.

Glandt, D. (2014): Heimische Amphibien: Bestimmen – Beobachten – Schützen. AULA-Verlag; Wiebelsheim: 178 S.

Glandt, D. (2015): Die Amphibien und Reptilien Europas. Alle Arten im Portrait. – Quelle & Meyer; Wiebelsheim: 550 S.

Günther, R. (Hrsg.) (2009): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Spektrum Akademischer Verlag; Heidelberg: 842 S.

Hachtel, M., M. Schlüpmann, B. Thiesmeier & K. Weddeling (2009): Methoden der Feldherpetologie. – Zeitschrift für Feldherpetologie **15**: 7–84

Hamer, A. J. & K. M. Parris (2011): Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. – Ecological Applications **21**, 2: 379–390

Hartel, T., S. Nemes, D. Cogalniceanu, K. Öllerer, O. Schweiger, C. I. Moga & L. Demeter (2007): The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. – Hydrobiologia **583**, 1: 173–182

Hartel, T., C. I. Moga, A. David & I. Coroiu (2009): Species richness-pond area relationships of amphibians and birds in two Natura 2000 protected areas of Romania. – Community Ecology **10**, 2: 159–164

Hartstock, E. (2000): Entstehung und Entwicklung der Oberlausitzer Teichlandschaft. – Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft **5**, Sonderheft: 104 S.

Holtmann, L., K. Philipp, C. Becke & T. Fartmann (2017): Effects of habitat and landscape quality on amphibian assemblages of urban stormwater ponds. – Urban Ecosystems **20**: 1249–1259

Kloskowski, J. (2009): Size-structured effects of common carp on reproduction of pond-breeding amphibians. – Hydrobiologia **635**, 1: 205–213

Kloskowski, J. (2010): Fish farms as amphibian habitats: Factors affecting amphibian species richness and community structure at carp ponds in Poland. – Environmental Conservation **37**, 2: 187–194

Kloskowski, J. (2011): Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. – Fundamental and applied limnology **173**, 3: 245–255

Kloskowski, J. & M. Nieoczym (2015): Management practices to enhance wildlife diversity of man-made fish ponds: The importance of the hydroperiod. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems **416**: 1–15

Kornek, K., J. Blau, D. Hanspach & G. Füllner (2014): Branntkalkeinsatz in der Karpfenteichwirtschaft – Auswirkungen der Applikation von Branntkalk auf einheimische, insbesondere naturschutzbedeutsame Tier- und Pflanzenarten an Karpfenteichen. – Schriftenreihe des Landesamtes für Geologie, Umwelt, Landwirtschaft und Geologie **28**: 213 S.

Kronshage, A., M. Schlüpmann, C. Beckmann, K. Weddeling, A. Geiger, M. Haacks & S. Böll (2014): Empfehlungen zum Einsatz von Wasserfallen bei Amphibienerfassungen. – In: Kronshage, A. & D. Glandt (Hrsg.): Wasserfallen für Amphibien – praktische Anwendungen im Artmonitoring. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **77**: 293–358

Kühnel, K.-D., A. Geiger, H. Laufer, R. Podloucky & M. Schlüpmann (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70**: 259–288

Laufer, H. & M. Wollenzin (2011): Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen. Eine Literaturstudie. – NABU-Bundesverband; Berlin: 56 S.

Lutra (2012): Naturschutzgroßprojekt „Teichgebiete Niederspree-Hammerstadt" – Fortschreibung des Pflege- und Entwicklungsplans. – Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landkreises Görlitz.

Mannsfeld, K. & R.-U. Syrbe (2008): Naturräume in Sachsen. – Forschungen zur deutschen Landeskunde **257**; Leipzig: 288 S.

© Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz e.V.
http://www.naturforschende-gesellschaft-der-oberlausitz.de
ISSN 0941-0627

Marsh, D.M. & P.C. Trenham (2001): Metapopulation dynamics and amphibian conservation. – Conservation Biology **15**, 1: 40–49

Meyer, F., F. Brozio, J. Gahsche & A. Münch (2003): Naturschutz und Teichwirtschaft – Bewertungs- und Planungsansätze des Naturschutzgroßprojektes Teichgebiete Niederspree-Hammerstadt (Sachsen). – Natur und Landschaft **78**, 11: 445–454

Miller, S. A. & T. A. Crowl (2006): Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. – Freshwater Biology **51**, 1: 85–94

Pechmann, J. H. K. & H. M. Wilbur (1994): Putting declining amphibian populations in perspective – natural fluctuations and human impacts. – Herpetologica **50**, 1: 65–84

Pellet J., S. Hoehn & N. Perrin (2004): Multiscale determinants of tree frog (*Hyla arborea* L.) calling ponds in western Switzerland. – Biodiversity and Conservation **13**: 2227–2235

Poschlod, P. (2015): Geschichte der Kulturlandschaft. – Ulmer; Stuttgart: 320 S.

R Development Core Team (2016): R – a language and environment for statistical computing. Online unter: http://www.r-project.org. abgerufen am 15.11.2016

Rebhan, H. & U. Lokies (2004): Die Situation oberfränkischer Karpfenteiche nach 2 Jahrzehnten aus der Sicht des Naturschutzes. – Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) **28**: 129–141

Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall (2000): Global Biodiversity Scenarios for the year 2100. – Science **287**:1770–1774

Schnabel, H. (2009): Untersuchung zur Libellenfauna an unterschiedlich bewirtschafteten Fischteichen im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **17**: 37–48

Semlitsch, R. D. (2000): Principles for Management of Aquatic-Breeding Amphibians. – The journal of wildlife management **64**, 3: 615–631

Semlitsch, R. D. (2002): Critical Elements for Biologically Based Recovery Plans of Aquatic-Breeding Amphibians. – Conservation Biology **16**, 3: 619–629

Sieg, S. (2008): Teichwirtschaft und Fischerei in Sachsen. – Kolloquiumsbeiträge aus dem Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft 2007–2010: 40–44

Smith, M. A. & D. M. Green (2005): Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? – Ecography **28**, 1: 110–128

Smith, G. R., J. E. Rettig, G. G. Mittelbach, J. L. Valiulis & S. R. Schaack (1999): The effects of fish on assemblages of amphibians in ponds: a field experiment. – Freshwater Biology **41**, 4: 829–837

Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fischman & R. W. Waller (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. – Science **306**: 1783–1786

Tonne, F. (1954): Besser bauen mit Besonnungs- und Tageslicht-Planung. – Hofmann; Schorndorf/ Stuttgart: 41 S.

Weis, D. & S. Krüger (1999): Die Brutvögel im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. – Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft; Mücka: 151 S.

Zöphel, U. & R. Steffens (2002): Atlas der Amphibien Sachsens. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie; Dresden: 139 S.

Anschriften der Verfasser

Simon Dorner
Büro Stelzig – Landschaft | Ökologie | Planung
Burghofstraße 6, 59494 Soest
E-Mail: Simon.dorner@buero-stelzig.de

Prof. Dr. Thomas Fartmann & Franz Löffler*
Universität Osnabrück, Abteilung für
Biodiversität und Landschaftsökologie
Barbarastraße 11, 49076 Osnabrück
E-Mail: t.fartmann@uos.de
E-Mail: franz.loeffler@uos.de

Dr. Friederike Gabel
Westfälische Wilhelms-Universität Münster,
Institut für Landschaftsökologie
Heisenbergstraße 2, 48149 Münster
E-Mail: gabelf@uni-muenster.de

* Korrespondierender Autor,
E-Mail: franz.loeffler@uos.de

Manuskripteingang	15.2.2018
Manuskriptannahme	6.6.2018
Erschienen	12.112018