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

BERICHTE DER NATURFORSCHENDEN GESELLSCHAFT DER OBERLAUSITZ

Band 28 Görlitz 2020 Seite 3–20

Libellengemeinschaften extensiv genutzter Karpfenteiche (Insecta: Odonata) – Schlüsselfaktoren für die Biodiversität und Empfehlungen für eine naturschutzgerechte Bewirtschaftung[1]

Von FELIX MAXIMILIAN FREIENSTEIN, THOMAS FARTMANN

und FRANZ LÖFFLER

Zusammenfassung

Aufgrund des drastischen Rückgangs natürlicher, aquatischer Habitate in den vergangenen Jahrzehnten nimmt die Bedeutung anthropogener Gewässer für den Biodiversitätsschutz zu. Es ist bekannt, dass traditionell bewirtschaftete Karpfenteiche hohe Relevanz für den Biodiversitätsschutz haben. Allerdings ist davon auszugehen, dass das regelmäßige Ablassen und Trockenliegen der Karpfenteiche zum Abfischen sowie hohe Fischbesatzdichten negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben können. Es gibt jedoch bisher wenige empirische Studien über den Einfluss der Bewirtschaftung von Karpfenteichen auf deren Biodiversität.

In der vorliegenden Studie wurde der Einfluss der Habitatqualität und Bewirtschaftung auf die Libellengemeinschaften in einem extensiv bewirtschafteten Karpfenteichkomplex in der Oberlausitz untersucht. Die untersuchten Gewässer umfassten bewirtschaftete Karpfenteiche mit unterschiedlichen Besatzdichten und Gewässerstrukturen, ehemalige bewirtschaftete Karpfenteiche und neu angelegte Artenschutzgewässer.

In dem untersuchten Karpfenteichkomplex konnte eine sehr hohe Libellendiversität nachgewiesen werden, welche vor allem auf das kleinräumige Nebeneinander unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen und Habitatstrukturen zurückzuführen ist. Eine hohe Strukturvielfalt der Gewässer sowie eine kurze Dauer der Trockenphase konnten als wichtigste Einflussfaktoren für das Vorkommen artenreicher Libellengemeinschaften ermittelt werden. Die Libellenzönosen der unterschiedlichen Gewässertypen unterschieden sich dabei in ihrer Artzusammensetzung. Aufgrund der hohen Austrocknungsempfindlichkeit einiger Libellenarten hatten perennierende Artenschutzgewässer eine besondere Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt im Untersuchungsgebiet. Jedoch konnten auch in den Karpfenteichen mit besonders langen Trockenphasen naturschutzfachlich relevante Libellenarten nachgewiesen werden. Die Ergebnisse der Studie unterstreichen, dass eine traditionelle Karpfenteichbewirtschaftung einen Beitrag zum Erhalt der Libellendiversität in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft leisten kann. Auf Grundlage der Erkenntnisse dieser Studie werden Empfehlungen für eine biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung der Gewässer dargestellt.

[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

Dragonfly communities of extensively managed carp ponds (Insecta: Odonata) – key factors for biodiversity and recommendations for management in accordance with nature conservation

Owing to the drastic loss of natural freshwater habitats over recent decades, anthropogenic waterbodies are taking on an increased significance for the conservation of biodiversity. The value of traditionally managed carp-pond complexes for biodiversity is well known. Nevertheless, the periodic draining of ponds for harvesting and high fish-stocking intensities are assumed to have negative effects on biodiversity. However, empirical studies of the impact of carp farming on pond biodiversity are still scarce.

In this study, we analyzed the effects of habitat quality and pond management on odonate communities in an extensively managed carp-pond complex in Oberlausitz (Saxony, Germany). The study stites included farmed carp ponds characterized by various habitat structures and stocking intensities as well as abandoned carp ponds and new ponds created for species conservation.

The carp-pond complex hosted a very high diversity of dragonflies, which can mainly be attributed to the small-scale coexistence of different management regimes and habitat structures. The most important factors for a high species diversity of odonates were a high structural diversity and a short duration of the drained period. The different pond types harbored distinct odonate assemblages. Owing to the sensitivity of several odonate species to drought, the existence of perennial conservation ponds had a substantial significance for preserving species richness in the study area. Nevertheless, even the ponds with the longest drainage phases hosted odonate species of high conservation concern. The results of this study underline that traditional carp farming can promote odonate diversity in Central European anthropogenic landscapes. Based on our results, we outline recommendations for pond management to maintain the biodiversity of carp ponds.

Keywords: Habitat heterogeneity, hydroperiod, draining, management intensity.

1 Einleitung

Die fortwährende Intensivierung der Landnutzung seit Mitte des 20. Jahrhunderts hat zu einem massiven Verlust naturnaher Lebensräume geführt (vgl. Foley et al. 2005, Stoate et al. 2009). Folglich stellt der Erhalt artenreicher Lebensgemeinschaften in der intensiv genutzten mitteleuropäischen Kulturlandschaft eine der größten Herausforderungen für den Naturschutz hierzulande dar (Fartmann 2017). Aufgrund tiefgreifender anthropogener Eingriffe sind Binnengewässer besonders von dieser Entwicklung betroffen. Zu den Hauptursachen für die Gefährdung der Biodiversität dieser Ökosysteme gehören Eingriffe in die Gewässermorphologie oder den Wasserhaushalt (z. B. Flussbegradigungen, Trockenlegung von Gewässern), die einen massiven Verlust natürlicher Habitatstrukturen zur Folge hatten. Darüber hinaus hat der Eintrag von Düngemitteln und Schadstoffen zu einer Verschlechterung der Wasserqualität geführt (Dudgeon et al. 2006, Davidson 2014). Während natürliche aquatische Lebensräume häufig stark degradiert sind, hat die Bedeutung von Gewässern anthropogenen Ursprungs (z. B. Abgrabungsgewässer, Fischteiche, Regenrückhaltebecken oder Torfstichgewässer) für den Biodiversitätsschutz in den letzten Jahrzehnten an Bedeutung gewonnen (Kuhn & Burbach 1998, Usio & Negishi 2014, Wezel et al. 2014, Buczyński 2015, Holtmann et al. 2017, 2018). Die Teichwirtschaft in Mitteleuropa hat dabei eine lange Tradition, deren Ursprung bis in das frühe Mittelalter zurückreicht (Hartstock 2000, Bauer 2014, Matzinger 2014, Wezel et al. 2014). Karpfenteiche können bei extensiver Nutzung artenreiche Lebensgemeinschaften beherbergen, weshalb sie von großem Interesse für den Naturschutz sind (Meyer et al. 2003, Clausnitzer et al. 2004, Rebhan & Lokies 2004, Romstöck-Völkl et al. 2006, Buczyńska et al. 2007). Um ökonomisch tragfähige Fischerträge zu erzielen, werden Karpfenteiche verhältnismäßig flach angelegt. Die damit verbundene

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

Wärmebegünstigung der Teiche gewährleistet zum einen das schnelle Wachstum der Karpfen und bietet zum anderen Umweltbedingungen, die auch die Entwicklung vieler weiterer aquatischer Lebensformen begünstigen (Dorner et al. 2018, Buczyńska et al. 2007). Gleichzeitig sind mit der Karpfenzucht Eingriffe verbunden (vgl. Füllner et al. 2007), die bei einer Intensivierung der Nutzung rasch zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen können. Hierzu gehören insbesondere der erhöhte Prädationsdruck und die Gewässertrübung durch Karpfen (Zambrano et al. 2001, Kloskowski 2011), die Veränderung der Vegetationsstruktur (Parkos et al. 2003), die periodische Trockenlegung der Gewässer (Clausnitzer 1974, Romstöckl-Völkl et al. 1999) und die Veränderung der Wasserqualität durch Eutrophierung und Branntkalkeinsatz (D'Amico et al. 2004, Driver et al. 2005, Wezel et al. 2014).

Um die Auswirkungen der fischereiwirtschaftlichen Nutzung auf die Biodiversität zu evaluieren, muss der wissenschaftliche Kenntnisstand zur ökologischen Bedeutung von Karpfenteichen weiter verbessert werden. Bisher liegen nur wenige empirische Studien vor, die den Einfluss der Bewirtschaftung auf die Artengemeinschaften dieses Gewässertyps untersucht haben (z. B. Schnabel 2009, Kloskowski et al. 2011, Wezel et al. 2014).

Libellen eignen sich aufgrund ihrer semiaquatischen Lebensweise und ihrer engen Bindung an bestimmte Umweltbedingungen hervorragend als Indikatoren für die Untersuchung von Umwelteinflüssen auf die Biodiversität von Gewässerökosystemen (Foote & Hornung 2005, Samways 2008). Libellen reagieren sensibel auf Veränderungen abiotischer und biotischer Umweltfaktoren (Corbet 2004, Crumrine et al. 2008, Oertli 2008). Der Kenntnisstand über die Ökologie der mitteleuropäischen Libellenarten ist gut. Zudem können sie nach standardisierten Methoden erfasst werden (Corbet 2004, Oertli 2008, Sternberg & Buchwald 1999).

In der vorliegenden Studie wurden die Libellengemeinschaften an Karpfenteichen in einem Karpfenteich-Komplex der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft untersucht. Ziel der Studie war es, die bedeutendsten Umwelt- und Bewirtschaftungsfaktoren für das Vorkommen artenreicher Libellengemeinschaften an Karpfenteichen zu ermitteln. Auf Grundlage der Ergebnisse werden Empfehlungen für eine naturschutzgerechte Bewirtschaftung der Gewässer abgeleitet.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) befindet sich im Nordosten des Landkreises Görlitz, östlich der Gemeinde Rietschen. Die Neiße verläuft in geringer Entfernung östlich des UG und nördlich grenzt es unmittelbar an die Muskauer Heide an. Das UG erstreckt sich über eine Fläche von mehr als 2.000 ha und umfasst alle Stillgewässer des NSG „Niederspreer Teichgebiet und kleine Heide Hähnichen" (d. h. die Teichgruppen Niederspree, Oberspree und Daubitz) sowie die angrenzenden Karpfenteiche der Quolsdorfer Teichgruppe. Das UG ist naturräumlich der „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft" zuzuordnen, welche sich durch eine hohe Habitatvielfalt, bestehend aus Wäldern, Heiden, Binnendünen, vermoorten Senken, Fließgewässern und Teichen, auszeichnet (Mannsfeld & Syrbe 2008) und zu einem der wenigen bundesweiten Biodiversitäts-Hotspots zählt (Ackermann & Sachteleben 2012). Die Anlage von Fischteichen im Naturraum lässt sich bis ins 13. Jahrhundert zurückverfolgen. Aufgrund des Mangels an fruchtbaren Böden zur landwirtschaftlichen Nutzung und eines stetigen Bevölkerungsanstiegs bestand eine hohe Nachfrage nach Speisefisch zur Nahrungssicherung. Hohe Grundwasserstände sowie eine ausreichende Wasserversorgung aus dem südlichen Bergland boten günstige Ausgangsvoraussetzungen für die Teichwirtschaft und so nahm die Fläche an Karpfenteichen bis zum 19. Jahrhundert stetig zu (Hartstock 2000). Während der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts kam es in der DDR zu einer massiven Intensivierung der Teichbewirtschaftung mit Fischerträgen von bis zu 10.000 kg/ha infolge von maschineller Belüftung der Teiche und Zufütterung mit Pellets (Füllner 2000, lutra 2013). Im UG gehörten auch die Zusammenlegung kleinerer Teiche sowie die Entfernung von Teichdämmen, Verlandungsbereichen, Ufergehölzen und Röhrichtgürteln zu den Intensivierungsmaßnahmen, wodurch Habitat-

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

und Artenvielfalt auf drastische Weise abnahmen. Aufgrund seiner besonderen Bedeutung für die Biodiversität der Region steht der Großteil des UG (mit Ausnahme der Quolsdorfer Teichgruppe) inzwischen unter Schutz und die Karpfenteiche werden heutzutage wieder extensiv bewirtschaftet (Meyer et al. 2003, Brozio 2006, lutra 2013). Die Teiche des UG bilden ein Mosaik unterschiedlich bewirtschafteter Gewässer, die sich in ihrer Nutzungsintensität und ihrem Strukturreichtum unterscheiden. Die Karpfenerträge der untersuchten bewirtschafteten Gewässer lagen im Untersuchungsjahr bei ~100 bis >1.000 kg/ha. Darüber hinaus wurden von der Bewirtschaftung ausgeschlossene ehemalige Karpfenteiche und zu Naturschutzwecken eingerichtete Artenschutzgewässer in die Untersuchung einbezogen. Die Teiche werden über nahegelegene Fließgewässer und Zuflussgräben mit Wasser gespeist. Bewirtschaftete Karpfenteiche werden zum Abfischen im Herbst abgelassen. Abwachsteiche (zur Produktion von K_2 bzw. zK_3, vgl. Füllner et al. 2007) werden im darauffolgenden Winter/Frühjahr wieder bespannt. In einem Teil der Teiche wird während der Bespannungsphase zur Wasserkonditionierung in geringem Maße Branntkalk (CaO) ausgebracht und während der Besatzzeit zugefüttert (Getreide bzw. Getreideschrot). Die Bespannung von Brutstreckteichen (zur Produktion von K_0–K_1 Karpfen, vgl. Füllner et al. 2007) wird erst im späten Frühjahr (ab Mai) durchgeführt. Zur Steigerung der Produktivität werden die Brutstreckteiche vor der Bespannung mit Stallmist gedüngt. Einige wenige Karpfenteiche im UG werden zur Satzfischüberwinterung genutzt, welche ansonsten größtenteils in Hälterbecken stattfindet. Neben der Hauptfischart, dem Karpfen (*Cyprinus carpio*), werden im UG in geringer Besatzdichte Beifischarten (z. B. Hecht, Schleie, Zander) kultiviert (lutra 2013). Die Abwachsteiche im UG waren unterschiedlich stark strukturiert. Naturnah bewirtschaftete Gewässer wiesen häufig strukturreiche Flachwasserzonen und Uferbereiche mit einem Altbaumbestand auf. Teiche, die strukturell stärker an die fischereiwirtschaftliche Nutzung angepasst wurden, waren meist durch baumfreie, steile Ufer ohne Flachwasserzonen gekennzeichnet (vgl. auch Füllner et al. 2007).

2.2 Methoden

Im Zeitraum von April bis September 2016 wurde die Libellenfauna aller Stillgewässer des UG (N = 42) nach standardisierten Erfassungsmethoden untersucht. Hierzu wurden an insgesamt fünf Begehungsterminen (Abstand von mindestens drei Wochen zwischen zwei Begehungen) innerhalb eines repräsentativen Uferabschnitts à 500 m² (50 m Länge × 10 m Breite, davon 2,5 m am Ufer und 7,5 m im Gewässer) die Imagines über einen Zeitraum von je 15 Minuten durch Sichtbeobachtung und Kescherfang erfasst. Darüber hinaus wurden während der Sichtbeobachtungen Bodenständigkeitshinweise (z. B. Jungfernflug) notiert und zum Abschluss jeder Begehung Exuvien innerhalb des Uferabschnitts abgesammelt. Die Begehungen erfolgten nur bei günstigen Wetterbedingungen (d. h. >15 °C, überwiegend sonnig und windstill) zwischen 10 und 17 Uhr (vgl. Sternberg & Buchwald 1999). Zur ökologischen Charakterisierung der Gewässer wurden zusätzlich für Libellen relevante Umweltparameter erhoben (Tab. 1). Aufgrund der unterschiedlichen Bewirtschaftung und Strukturierung wurden die untersuchten Gewässer für die nachfolgenden Analysen in die folgenden Typen unterteilt (siehe Tab. 2): i) Brutstreckteiche (BST, N = 7), ii) strukturarme Abwachsteiche (AWT-ARM, N = 13), iii) strukturreiche Abwachsteiche (AWT-REICH, N = 10), iv) nicht bewirtschaftete Teiche (NBT, N = 6), v) perennierende Artenschutzgewässer (ASG, N = 6).

Vergleiche zwischen den verschiedenen Gewässertypen wurden auf Grundlage linearer gemischter Modelle (LMM) beziehungsweise generalisierter linearer gemischter Modelle (GLMM) durchgeführt (R-Paket „multcomp“, Hothorn et al. 2020). Statistische Zusammenhänge zwischen Artenzahlen und entscheidenden Umweltfaktoren wurden basierend auf linearen gemischten Modellen (LMM) ermittelt. Aufgrund der räumlichen Nähe der Gewässer zueinander und der Anwesenheit von Nahrungsgästen aus der Umgebung (z. B. Fließgewässerarten, siehe Tab. 2) wurden für den Vergleich der Artenzahlen an den Gewässern verschiedener Typen nur Libellenarten mit sicherem Bodenständigkeitsnachweis (Exuvienfund, bzw. Jungfernflug) gewertet. Eine umfassende Beschreibung des Versuchsdesigns und der statistischen Methoden findet sich in Freiensten et al. (2019).

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

Tab. 1: Übersicht der erfassten Umwelt- und Bewirtschaftungsparameter.
Mittelwert (Mittel) ± Standardfehler (SF), Minimum (Min), Maximum (Max) und Skalierung.

Parameter	Mittel ± SF	Min	Max	Skalierung
Gewässerstruktur				
Gewässertiefe (cm)	63,56 ± 3,62	27,5	115	Metrisch
Uferneigung (°)[a]	18,18 ± 2,33	5	60	Metrisch
Flachwasseranteil (%)	24,81 ± 3,28	2,5	88,75	Metrisch
Offenwasseranteil (%)	46,31 ± 3,80	12,5	97,5	Metrisch
Strukturdiversität[b]	0,73 ± 0,02	0,51	0,95	Metrisch
Gewässervegetation				
Röhricht (%)	39,6 ± 3,56	2,5	85	Metrisch
Binsen & Seggen (%)	6,93 ± 1,4	0	43,75	Metrisch
Andere Gräser (%)	0,71 ± 0,27	0	7,5	Metrisch
Kräuter (%)	3,57 ± 0,68	0	21,25	Metrisch
Schwimmstreu	11,41 ± 1,08	2,5	32,5	Metrisch
Schwimmblattvegetation (%)	8,05 ± 1,99	0	60	Metrisch
Submerse Vegetation (%)	8,02 ± 1,56	0	42,5	Metrisch
Sträucher (%)	2,05 ± 0,41	0	10	Metrisch
Bäume (%)	6,93 ± 1,27	0	33,75	Metrisch
Vegetationshöhe (cm)	162,56 ± 10,05	56,25	481,25	Metrisch
Ufervegetation				
Uferröhricht (%)	30,49 ± 3,74	0	82,5	Metrisch
Uferbinsen & -seggen (%)	9,43 ± 1,69	0	53,75	Metrisch
Andere Ufergräser (%)	50,21 ± 3,10	10,61	100	Metrisch
Streuschicht (%)	52,41 ± 3,26	10	93,75	Metrisch
Offenboden (%)	9,96 ± 1,30	0	30	Metrisch
Ufersträucher (%)	7,93 ± 1,46	0	40	Metrisch
Uferbäume (%)	23,57 ± 3,23	0	80	Metrisch
Höhe der Ufervegetation (cm)	113,61 ± 3,9	53,99	150,74	Metrisch
Tagessonnenscheindauer[c]				
Mai–September (h)	8,75 ± 0,24	5,75	11,5	Metrisch
Hydrologische Parameter[d]				
Wassertemperatur (°C)	23,21 ± 0,32	17,32	26,07	Metrisch
pH-Wert	8,09 ± 0,03	7,7	8,6	Metrisch
Leitfähigkeit (µS)	374,46 ± 14,01	179,75	499,75	Metrisch
Bewirtschaftungsparameter				
Fischertrag (kg/ha)	410,86 ± 69,52	0	1771,25	Metrisch
Trockenlegungsdauer (Tage)[e]	87,55 ± 14,16	0	280	Metrisch
Fütterung	–	nein	ja	2
Düngung	–	nein	ja	2
Kalkung	-	nein	ja	2

[a] Gemessen mit einem Inklinometer
[b] Shannon-Wiener-Index (Spellerberg 2008) auf Grundlage der Vegetationsstruktur
[c] Gemessen mit einem Horizontoskop nach Tonne (1954)
[d] Gemessen mit einer Multi-Sonde (Hanna HI 98129)
[e] Dauer der Zeitspanne, über die ein Teich nicht bespannt ist (in Tagen)

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

Tab. 2: Liste der nachgewiesenen Libellenarten. Rote-Liste-Status (RL) in Sachsen (GÜNTHER et al. 2006), Stetigkeit (%) und Vorkommen an den verschiedenen Teichtypen (x = bodenständig, (x) = potenziell bodenständig, g = Gast). Nomenklatur nach BROCKHAUS et al. 2015.

Art	RL	%	BST	AWT ARM	AWT REICH	NBT	ASG
Zygoptera							
Calopteryx splendens (Harris, 1780)	.	.	.	g	.	g	.
Calopteryx virgo (Linnaeus, 1758)	3	2	.	x	.	.	.
Chalcolestes viridis (Vander Linden, 1825)	.	43	.	x	x	x	x
Lestes sponsa (Hansemann, 1823)	.	36	(x)	x	x	x	x
Lestes virens vestalis (Rambur, 1842)	3	7	.	.	.	(x)	x
Sympecma fusca (Vander Linden, 1820)	.	81	x	x	x	x	x
Coenagrion hastulatum (Charpentier, 1825)	2	7	.	.	.	(x)	(x)
Coenagrion puella (Linnaeus, 1758)	.	55	(x)	x	(x)	x	x
Coenagrion pulchellum (Vander Linden, 1825)	2	26	.	x	(x)	x	x
Enallagma cyathigerum (Charpentier, 1840)	.	43	x	x	x	.	.
Erythromma najas (Hansemann, 1823)	.	64	x	x	x	x	x
Erythromma viridulum (Charpentier, 1840)	.	5	.	x	.	.	.
Ischnura elegans (Charpentier, 1825)	.	88	x	x	x	x	x
Pyrrhosoma nymphula (Sulzer, 1776)	.	12	.	.	(x)	(x)	(x)
Platycnemis pennipes (Pallas, 1771)	.	7	x	.	(x)	.	.
Anisoptera							
Aeshna affinis (Vander Linden, 1820)	.	2	.	.	.	x	.
Aeshna cyanea (Müller, 1767)	.	12	.	.	x	.	x
Aeshna grandis (Linnaeus, 1758)	.	10	.	.	(x)	(x)	x
Aeshna isoceles (Müller, 1767)	3	.	.	.	g	g	.
Aeshna mixta (Latreille, 1805)	.	57	x	x	x	x	.
Anax imperator (Leach, 1815)	.	5	.	.	.	.	x
Anax parthenope (Selys, 1839)	V	2	.	.	x	.	.
Brachytron pratense (Müller, 1764)	.	29	.	x	x	x	x
Gomphus vulgatissimus (Linnaeus, 1758)	.	.	.	g	.	.	.
Ophiogomphus cecilia (Fourcroy, 1785)	3	.	.	.	.	.	g
Cordulegaster boltonii (Donovan, 1807)	3	.	.	.	.	g	.
Cordulia aenea (Linnaeus 1758)	V	7	.	.	(x)	.	x
Somatochlora flavomaculata (Vander Linden, 1825)	2	.	.	.	.	g	g
Somatochlora metallica (Vander Linden, 1825)	.	10	.	.	x	(x)	x
Leucorrhinia dubia (Vander Linden, 1825)	3	.	.	g	.	.	.
Leucorrhinia pectoralis (Charpentier, 1825)	2	2	.	.	x	x	.
Libellula depressa (Linnaeus, 1758)	.	.	g	.	.	.	.
Libellula quadrimaculata (Linnaeus, 1758)	.	33	(x)	(x)	x	x	x
Orthetrum albistylum (Selys, 1848)	.	.	g	.	.	.	.
Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)	.	55	x	x	x	(x)	.
Orthetrum coerulescens (Fabricius, 1798)	3	.	.	.	.	g	.
Sympetrum danae (Sulzer, 1776)	.	2	.	.	(x)	(x)	.
Sympetrum depressiusculum (Selys, 1841)	2	7	x	x	.	.	.
Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840)	.	7	x	.	.	.	.
Sympetrum sanguineum (Müller, 1764)	.	93	x	x	x	x	x
Sympetrum striolatum (Charpentier, 1840)	.	14	.	x	x	x	x
Sympetrum vulgatum (Linnaeus, 1758)	.	88	x	x	x	x	x

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

3 Ergebnisse

Während der Begehungen der Uferabschnitte konnten insgesamt 4.355 Imaginalbeobachtungen verzeichnet und 4.076 Exuvien gesammelt werden. Dabei wurden 42 Libellenarten nachgewiesen, von denen 33 als mindestens potenziell bodenständig eingestuft werden konnten (Tab. 2). Zwölf der nachgewiesenen Arten sind in der „(...) Roten Liste der Libellen Sachsens (...)“ einer Gefährdungskategorie zugeordnet (Günther et al. 2006). Die häufigsten Arten waren *Sympetrum sanguineum* (Stetigkeit = 93 %), *Sympetrum vulgatum* (88 %), *Ischnura elegans* (88 %) und *Sympecma fusca* (81 %). *Orthetrum albistylum* und *Sympetrum fonscolombii* konnten während der Studie erstmalig im UG beobachtet werden, wodurch die Gesamtzahl der im Gebiet nachgewiesenen Arten auf 50 angestiegen ist (vgl. lutra 2013).

Durch die GLMM-Analysen wurde ein signifikant positiver Effekt der Strukturdiversität auf die Artenzahl ermittelt (Abb. 1a), während die Dauer der Trockenlegung einen signifikant negativen Einfluss aufwies (Abb. 1b). Andere Bewirtschaftungsfaktoren hatten keinen nachweisbaren Einfluss auf die Artenvielfalt.

Der Vergleich der verschiedenen Gewässertypen ergab keine signifikanten Unterschiede in der Artenzahl, jedoch wiesen strukturreiche Abwachsteiche, nicht bewirtschaftete Teiche und perennierende Artenschutzgewässer tendenziell die höchsten Artenzahlen auf. An perennierenden Artenschutzgewässern konnte darüber hinaus eine signifikant höhere Anzahl gefährdeter Arten als in strukturarmen Abwachsteichen nachgewiesen werden.

Die verschiedenen Gewässertypen unterschieden sich deutlich in ihrer Habitat- und Artenausstattung, worauf in den Kapiteln 4.1–4.5 näher eingegangen werden soll. Die Umwelt- und Bewirtschaftungsparameter der verschiedenen Gewässertypen sind dem Anhang zu entnehmen.

4 Diskussion

Im Rahmen der Studie wurde mit 42 Libellenarten eine überaus hohe Artenvielfalt im UG ermittelt. Mit dem Erstnachweis von *O. albistylum* für Sachsen konnten im Untersuchungsjahr 61 % der sächsischen Libellenarten nachgewiesen werden (Stand 2016: 69 Arten, vgl. Günther et al. 2006, Freienstein et al. 2017). Dies unterstreicht die besondere Bedeutung von Fischteichen als Lebensraum für Libellen in der sächsischen Kulturlandschaft, die bereits für andere europäische Regionen belegt werden konnte (Buczyńska et al. 2007, Vanacker et al. 2018). Die insgesamt hohe Artenzahl im UG kann vor allem auf das kleinräumige Nebeneinander unterschiedlich bewirtschafteter Teiche zurückgeführt werden. Aufgrund der unterschiedlichen Lebensraum-

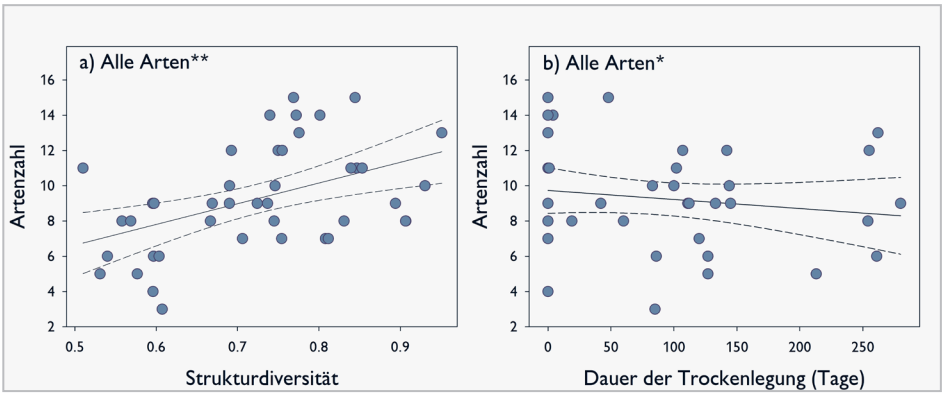

Abb. 1: Artenzahl im Zusammenhang mit Strukturdiversität (a) und Dauer der Trockenlegung (b). Signifikante Parameter aus Regressionsanalysen nach Model-Averaging mittels Dredge-Funktion (R-Paket MuMIn, Bartón 2018). Lineare gemischte Modelle (LMM), R^2 = 0,21–0,26, Signifikanzniveaus sind wie folgt angegeben: * P < 0,05; ** P < 0,01. Die gestrichelten Linien stellen das 95 %-Konfidenzintervall dar.

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

struktur dieser Teiche konnten zwischen den Gewässertypen Unterschiede im Arteninventar festgestellt werden.

Artenreiche Libellengemeinschaften konnten vor allem an Teichen mit einer heterogenen Habitatstruktur nachgewiesen werden (Abb. 1a). Die Vegetations- und Gewässerstruktur hat einen bedeutenden Einfluss auf das Vorkommen von Libellenarten (Sternberg & Buchwald 1999). Dabei erfüllen unterschiedliche Strukturen verschiedene ökologische Funktionen. So bietet submerse Vegetation den Libellenlarven Schutz vor Prädatoren und bildet gleichzeitig die Grundlage für ein großes Nahrungsangebot für die Larven (Sagrario et al. 2009, Knorp & Dorn 2016). Während viele Arten Schwimmblattpflanzen und emerse Vegetation als Schlupfmedium oder Ansitzwarte nutzen, bevorzugen andere Arten freie Wasserflächen als Jagdhabitat oder zum Patrouillieren (Corbet 2004, vgl. Brockhaus et al. 2015). Aufgrund der artspezifisch unterschiedlichen Habitatanforderungen (Schindler et al. 2003, Chovanec et al. 2014) kann die Artenzahl an einem Gewässer generell durch die Erhöhung der Strukturvielfalt gefördert werden.

Neben der Habitatstruktur kann auch die Bewirtschaftung einen direkten Einfluss auf die Artenvielfalt haben. Hierzu wurden im Rahmen der vorliegenden Studie Fischertrag, Kalkung, Zufütterung und Düngung sowie Trockenlegungsdauer als potenziell relevante Bewirtschaftungsparameter in Betracht gezogen. Dabei erwies sich die Trockenlegungsdauer in den generell extensiv genutzten Teichen des UG als einziger signifikanter Parameter mit negativen Auswirkungen auf die Artenzahl (Abb. 1b). Das Ablassen der Teiche erleichtert zum einen das Abfischen und verbessert zum anderen die Mineralisierung des Teichbodens, wodurch dessen Fruchtbarkeit deutlich erhöht wird. Zusätzlich führt das winterliche Trockenliegen durch Frost- und Strahlungseinwirkung zu einer Desinfektion des Teichbodens und beugt damit Ertragseinbußen durch Fischseuchen vor (Füllner et al. 2007). Jedoch können durch diese Maßnahmen die in den Teichen überwinternden Libellenarten beeinträchtigt werden, da sie in den abgelassenen Teichen Frost und Trockenheit sowie erhöhtem Prädationsdruck durch Wasservögel ausgesetzt sind. Insbesondere die Reproduktion von Arten, die als Larve überwintern, kann in Gewässern mit einer winterlichen Trockenphase stark eingeschränkt werden (vgl. Clausnitzer 1974, Brockhaus 1990, Keil 1999, Romstöck-Völkl et al. 2006, Schnabel 2001, 2002, 2009).

Im Gegensatz zu Studien aus anderen europäischen Fischteichregionen (vgl. Wittwer et al. 2010, Vanacker et al. 2018) hatte die Bewirtschaftungsintensität (Fischertrag) in unserer Untersuchung keine negativen Auswirkungen auf die Artenzahl. Obwohl direkte Beeinträchtigungen der Libellenlarven aufgrund von Prädation und Gewässertrübung durch Karpfen unstrittig sind (Zambrano et al. 2001, Kloskowski 2011), werden unter den extensiven Bewirtschaftungsverhältnissen im UG diese negativen Einflüsse mit hoher Wahrscheinlichkeit durch das Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen kompensiert. Die Auswirkungen der Habitatstruktur und Bewirtschaftung werden anhand der unterschiedlichen Zusammensetzung der Libellengemeinschaften der verschiedenen Gewässertypen deutlich.

4.1 Die Libellengemeinschaften der Brutstreckteiche

Brutstreckteiche wiesen in unserer Studie die artenärmsten Libellengemeinschaften auf (Abb. 2a). Die Brutstreckteiche im UG liegen bis in das späte Frühjahr trocken und werden erst im Mai bespannt. Sie sind daher durch eine besonders lange Trockenphase gekennzeichnet (teilweise >8 Monate). Folglich müssen die hier bodenständigen Arten an diese extremen Umweltbedingungen angepasst sein. So war der Großteil der Libellenarten an Brutstreckteichen durch entsprechende Überdauerungs- bzw. Fortpflanzungsstrategien, wie Eiüberwinterung (*Sympetrum* spec., *Aeshna mixta*), Imaginalüberwinterung (*S. fusca*) oder eine bivoltine Entwicklung (*I. elegans, S. fonscolombii*) gekennzeichnet (vgl. Lohr 2010). Trotz der generell geringen Artenzahlen an Brutstreckteichen begünstigt diese Bewirtschaftungsweise einige thermophile Arten. Hierzu gehört beispielsweise *Sympetrum depressiusculum*, eine Art mit hohem regionalem und bundesweitem Gefährdungsstatus

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

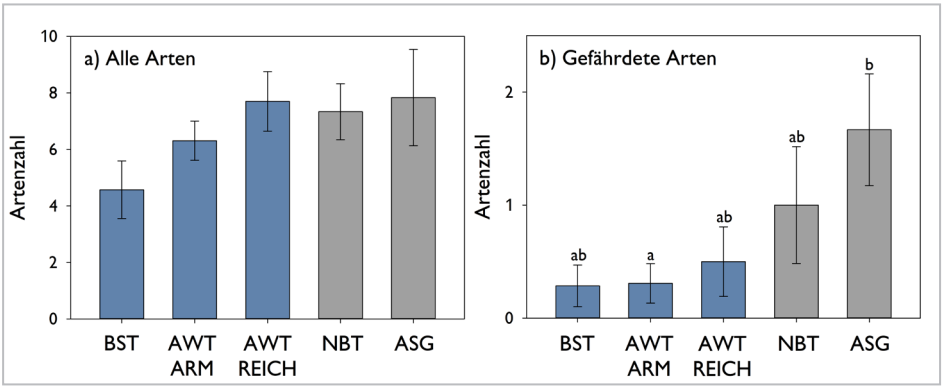

Abb. 2: Vergleich der mittleren Artenzahlen aller Arten (a) und gefährdeter Arten (b) an den verschiedenen Teichtypen: Brutstreckteiche (BST, N = 7), strukturarme Abwachsteiche (AWT ARM, N = 13), strukturreiche Abwachsteiche (AWT REICH, N = 10), nicht bewirtschaftete Fischteiche (NBT, N = 6) und perennierende Artenschutzgewässer (ASG, N = 6). Signifikante Unterschiede zwischen den Typen ($p < 0,05$) werden durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

(Günther et al. 2006, Ott et al. 2015), welche nach dem weitestgehenden Verlust ihrer Primärhabitate nördlich der Voralpenregion in Deutschland wichtige Verbreitungsschwerpunkte an Karpfenbrutteichen aufweist (Schmidt & Günther 2015). Auch *S. fonscolombii* reproduzierte sich im UG ausschließlich in Brutstreckteichen. Beide Arten werden durch die besonders flache Bespannung der Brutstreckteiche begünstigt (vgl. Mey & Schlüpmann 2015, Schmidt & Günther 2015), die eine schnelle Erwärmung und Entwicklung der Karpfenbrut gewährleistet.

4.2 Die Libellengemeinschaften strukturarmer Abwachsteiche

Um eine ökonomisch tragfähige Bewirtschaftung der Karpfenteiche im UG sicherzustellen, wurden einige Abwachsteiche strukturell stärker an die fischereiwirtschaftlichen Nutzungserfordernisse angepasst. Diese Gewässer waren vor allem durch steilere Uferneigungen gekennzeichnet und wiesen dadurch kaum Flachwasserbereiche auf. Schwimmblattpflanzen, submerse und emerse Vegetation waren meist nur spärlich ausgeprägt. Dementsprechend waren die Artenzahlen tendenziell geringer als an strukturreicheren Abwachsteichen, unbewirtschafteten Teichen und Artenschutzgewässern (Abb. 2a). Zu den häufigsten Arten dieses Teichtyps zählten vor allem Habitatgeneralisten, die an allen bewirtschafteten Teichtypen des UG in hoher Stetigkeit vorkamen (z. B. *I. elegans, Enallagma cyathigerum, Orthetrum cancellatum*). Jedoch konnte mit *Erythromma najas* (Abb. 3) auch eine stärker spezialisierte Art (vgl. Willigalla & Fartmann 2012) am häufigsten in den strukturarmen Abwachsteichen nachgewiesen werden. Das generelle Fehlen von larvalüberwinternden Arten an Fischteichen mit einer winterlichen Trockenphase (vgl. Clausnitzer 1974, Romstöck-Völkl et al. 2006) konnte für das UG somit nicht vollständig bestätigt werden. Die als besonders empfindlich gegenüber winterlicher Trockenlegung geltenden Arten *E. cyathigerum* und *E. najas* (Romstöck-Völkl et al. 2006) waren sogar typisch für diese Teichtypen. Als mögliche Gründe für das Vorkommen dieser Arten können das Vorhandensein von Restwasser und Vegetationsrückständen aufgeführt werden, welche potenziell als Rückzugsort für Larvalüberwinterer fungieren können (vgl. Clausnitzer 1974, Keil 1999, Schnabel 2001, 2002, 2009). Hierbei könnte die Nutzung einiger weniger Teiche zur Satzfischüberwinterung eine wichtige Bedeutung für die Restwasserbestände der umliegenden Gewässer haben und die Überwinterung der Larven begünstigen (vgl. Schnabel 2002). Darüber hinaus ist es auch denkbar, dass Larven in den umliegenden Binnenteichgräben überwintern und mit dem Befüllen der Teiche über die Zuläufe einwandern. Dass dies im Gebiet zumindest teilweise geschieht, lässt auch der Fund einer Exuvie von

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

Calopteryx virgo an einem Karpfenteich vermuten, einer Fließgewässerart, deren Imagines zahlreich vor allem an den umliegenden Binnengräben beobachtet wurden. Die Erfassung der Intensität der winterlichen Trockenlegung zusätzlich zur Dauer sowie eine Untersuchung der Binnengräben könnte hier genaueren Aufschluss ermöglichen (siehe Schnabel 2002).

4.3 Die Libellengemeinschaften strukturreicher Abwachsteiche

Ein großer Teil der Abwachsteiche im UG war weniger stark an die Bewirtschaftung angepasst und somit wesentlich strukturreicher. Diese Teiche waren durch baumbestandene Ufer und das Vorhandensein größerer Flachwasserzonen mit Seggen, Binsen und submerser Vegetation gekennzeichnet, die meist durch einen breiten Röhrichtgürtel von den offenen Wasserflächen abgeschirmt waren. Die Artenzahlen der strukturreichen Abwachsteiche waren ähnlich hoch wie an den unbewirtschafteten Gewässertypen (Abb. 2a). Dies verdeutlicht, dass eine hohe strukturelle Vielfalt der Schlüsselfaktor für das Vorkommen artenreicher Libellengemeinschaften an Fischteichen ist. Aufgrund der heterogenen Habitatstruktur können dabei die Bedingungen von Arten mit unterschiedlichen Lebensraumansprüchen erfüllt werden. Zudem begünstigen Flachwasserbereiche die Entwicklung von Libellen, da diese durch den Karpfen schlecht erschlossen werden können (vgl. Füllner et al. 2007). Die breiten Röhrichtgürtel im UG bildeten hierbei vermutlich eine Pufferzone, die Prädationsdruck, Wassertrübung und hydrochemische Beeinträchtigung in Flachwasserbereichen zusätzlich einschränkten (eigene Beobachtung, vgl. Sychra et al. 2010, vgl. Wang et al. 2002). Insgesamt glichen die Uferbereiche der strukturreichen Abwachsteiche mit ihren heterogenen Flachwasserbereichen in ihrer Arten- und Habitatausstattung den unbewirtschafteten Fischteichen. Dementsprechend waren die Libellenzönosen vor allem durch typische Arten eutropher Teiche mit Verlandungsbereichen geprägt (vgl. Kuhn & Burbach 1998, Sternberg & Buchwald 1999, 2000, Brockhaus et al. 2015). *S. sanguineum* und *S. vulgatum* kamen hier in besonders hohen Dichten vor. Andere häufige Arten waren *Brachytron pratense, Lestes sponsa* und *Chalcolestes viridis*.

Abb. 3: *Erythromma najas* (Männchen). Foto: Th. Fartmann

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

4.4 Die Libellengemeinschaften unbewirtschafteter Karpfenteiche

Aufgrund von Naturschutzbestrebungen wurden einige, früher bewirtschaftete, Karpfenteiche im UG von der Bewirtschaftung ausgeschlossen (vgl. LUTRA 2013). Strukturell waren die Uferbereiche der unbewirtschafteten Teiche den strukturreichen Abwachsteichen sehr ähnlich und wiesen folglich eine ähnliche Artzusammensetzung auf. Da die unbewirtschafteten Karpfenteiche in der Regel nicht gezielt abgelassen werden, konnten sich hier jedoch auch Arten etablieren, die besonders empfindlich auf die Austrocknung von Reproduktionsgewässern reagieren und an dem Großteil der bewirtschafteten Teiche fehlten (*Coenagrion* spec., vgl. ROMSTÖCK-VÖLKL et al. 1999). Hierzu gehörte z. B. die in Sachsen infolge von Nutzungsintensivierung stark gefährdete Art *Coenagrion pulchellum*. Folglich wiesen unbewirtschaftete Teiche im Vergleich zu bewirtschafteten Gewässern geringfügig höhere Artenzahlen gefährdeter Libellenarten auf (Abb. 2b). Allerdings unterliegt auch der Wasserhaushalt der unbewirtschafteten Fischteiche den Wasserstandsschwankungen der Umgebung und kann somit stark durch das Ablassen angrenzender Gewässer beeinflusst werden. In Jahren mit unzureichender Wasserzufuhr kann es deshalb auch hier zum Austrocknen insbesondere der flachen Uferbereiche kommen (pers. Mitteilung M. Striese, F. Brozio, vgl. LUTRA 2013).

4.5 Die Libellengemeinschaften perennierender Artenschutzgewässer

Aufgrund der periodischen Wasserstandsschwankungen im UG wurden seit 2013 mehrere Artenschutzgewässer eingerichtet. Diese wurden durch das Ausgraben tiefer Gruben und das Einbringen stauender Bodenschichten so konstruiert, dass sie eine perennierende Wasserführung gewährleisten können (vgl. LUTRA 2013). Aufgrund der ganzjährigen Wasserverfügbarkeit konnte sich in diesen Gewässern eine ausgeprägte submerse und Schwimmblattvegetation entwickeln. Zudem profitierten auch Libellenarten, die auf eine ausdauernde Wasserführung angewiesen sind, von der Einrichtung dieser Gewässer. Hierzu gehörte neben *Coenagrion puella, Pyrrhosoma nymphula, Aeshna cyanea* und *Cordulia aenea* auch die gefährdete Art *C. pulchellum*. In der Folge konnte an den Artenschutzgewässern im Vergleich zu den anderen Gewässertypen die höchste Anzahl gefährdeter Arten nachgewiesen werden (Abb. 2b). Insbesondere vor dem Hintergrund der zunehmenden Sommertrockenheit infolge des Klimawandels muss die Bedeutung ganzjährig wasserführender Gewässer als Reproduktionshabitat für austrocknungssensible Libellenarten im UG hervorgehoben werden (vgl. STREITBERGER et al. 2016).

5 Empfehlungen für eine naturschutzgerechte Bewirtschaftung

Die Aufrechterhaltung einer extensiven Bewirtschaftung von Teichlandschaften für die Karpfenzucht wird von vielen Autoren als nachhaltiges Konzept zur Erhaltung und Förderung ihrer Biodiversität angesehen (MEYER et al. 2003, CLAUSNITZER et al. 2004, BUCZYŃSKA et al. 2007, LUTRA 2013). Eine extensive, traditionelle Karpfenteichwirtschaft ermöglicht eine dauerhafte Instandhaltung der Gewässer bei gleichzeitiger Erhaltung der Biodiversität. Das kleinräumige Mosaik aus einer Vielzahl unterschiedlich bewirtschafteter und strukturierter Teiche ist der Schlüsselfaktor für das Vorkommen artenreicher Libellengemeinschaften in Karpfenteichgebieten. Eine Intensivierung der Nutzung an den Gewässern des UG würde sich rasch negativ auf die Artenvielfalt auswirken (vgl. SCHNABEL 2009, VANACKER et al. 2018). Eine komplette Nutzungsaufgabe würde langfristig zu einer vollständigen Verlandung und einem Verlust der Habitatstrukturen für Libellen und andere aquatische Organismen führen. Zusätzlich erleichtert der Fortbestand einer ökonomisch tragfähigen Teichwirtschaft die Etablierung von Maßnahmen zur Optimierung des Habitatmanagements nach

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

den Prinzipien des Vertragsnaturschutzes. Obwohl das UG bereits unter den aktuellen Bewirtschaftungsverhältnissen mit teilweisen Nutzungseinschränkungen und Pflegemaßnahmen eine hohe Libellendiversität aufweist, besteht für den langfristigen Fortbestand der Biodiversität Handlungsbedarf.

Dabei sollte die Strukturdiversität der Teiche durch das Einrichten von Flachwasserzonen mit Verlandungsbereichen gefördert werden (vgl. Buczyńska et al. 2007). Flachwasserzonen haben eine herausragende Bedeutung für das Vorkommen arten- und individuenreicher Libellengemeinschaften, wohingegen eine starke Beschattung allgemein mit geringeren Libellendichten assoziiert wird (Holtmann et al. 2019, Remsburg et al. 2008). Da ein Großteil der Flachwasserbereiche in den bewirtschafteten Teichen des UG derzeit an beschatteten Uferabschnitten liegt, sollten insbesondere besonnte Flachwasserbereiche im Rahmen zukünftiger Maßnahmen stärker entwickelt werden. Dadurch dass Verlandungsprozesse bei ausbleibender Nutzung in den Flachwasserzonen auf lange Sicht zum vollständigen Verschwinden geeigneter Habitatstrukturen führen, sollten in diesen Bereichen in regelmäßigen Abständen auch in Zukunft Pflegemaßnahmen (z. B. Schilfmahd) durchgeführt werden.

Die Einrichtung perennierender Artenschutzgewässer hat sich insbesondere auf das Vorkommen austrocknungsempfindlicher Libellenarten positiv ausgewirkt. Jedoch gibt es im UG momentan nur eine kleine Anzahl dieser Gewässer mit bisher sehr geringer Größe. Vor dem Hintergrund der zunehmenden Sommertrockenheit sollte die Anzahl und Ausdehnung perennierender Artenschutzgewässer im UG und auch in anderen Teichgruppen verstärkt gefördert werden. Denkbar wäre auch die Einrichtung tiefer Gewässerabschnitte in Verlandungszonen bewirtschafteter Teiche, sofern diese durch breite Schilfgürtel vom offenen Wasserkörper abgetrennt und somit vom Einfluss des Karpfenbesatzes unbetroffen sind. Zum Zeitpunkt der Untersuchung wiesen viele Artenschutzgewässer eine fortgeschrittene Sukzession mit relativ starkem Aufwuchs an Ufergehölzen auf. Um ihre Habitateignung langfristig zu gewährleisten, müssen auch hier regelmäßig Pflegemaß-

Abb. 4: Frauenteich, Teichgebiet Niederspree (2016). Foto: S. Dorner

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

nahmen wie Ufergehölzschnitt und Entschlammung durchgeführt werden (vgl. Janssen et al. 2018, Holtmann et al. 2019).

Darüber hinaus kommt auch den Brutstreckteichen eine hohe Bedeutung für den Artenschutz zu. Zwar beheimaten sie eher artärmere Libellengemeinschaften, gelten jedoch als wichtiges Habitat der auf Bundesebene vom Aussterben bedrohten Art *S. depressiusculum* (Ott et al. 2015). Die Aufgabe der Karpfenbruterzeugung in vielen Teichlandschaften zählt zu den Hauptursachen für die Gefährdung der Art (Schmidt & Günther 2015). Da die Brutstreckteiche darüber hinaus auch essentiell für den Schutz gefährdeter Amphibienarten sind (Dorner et al. 2018), sollte diese Bewirtschaftungsform im UG unbedingt beibehalten werden.

Danksagung

Unser Dank gilt der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz e.V. für die Unterstützung der Studie. Weiterhin bedanken wir uns bei Herrn Alexander E. Wünsche (Untere Naturschutzbehörde, Landkreis Görlitz) für die Erteilung der naturschutzfachlichen Ausnahmegenehmigung zur Durchführung unserer Untersuchung. Für die Bereitstellung der Bewirtschaftungsdaten und Betretungsgenehmigung sind wir der Kreba Fisch GmbH und der Fischzucht Rietschen GmbH dankbar. Darüber hinaus danken wir den Herren Michael Striese, Dr. Fritz Brozio und Dieter Zarth für die Gastfreundschaft und fachliche Beratung vor Ort. Unser Dank gilt außerdem den Herren Thomas Brockhaus, André Günther und Herbert Schnabel für die Begutachtung des Artikels und hilfreiche Anmerkungen.

Literatur

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

Bartón, M. (2018): Package ‚MuMIn'. – Online verfügbar unter: https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn.

Bauer, C. (2014): Waldviertler Teiche. – Denisia 33/Kataloge des oberösterreichischen Landesmuseums Neue Serie **163**: 157–166

Brockhaus, T. (1990): Zur Libellenfauna bewirtschafteter Teichgebiete in der Umgebung von Karl-Marx-Stadt (DDR). – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, Berlin **30**, 3: 195–200

Brockhaus, T., H.-J. Roland, T. Benken, K.-J. Conze, A. Günther, K. G. Leipelt, M. Lohr, A. Martens, R. Mauersberger, J. Ott, F. Suhling, F. Weihrauch & C. Willigalla (Hrsg., 2015) Atlas der Libellen Deutschlands. – Libellula Supplement **14**: 1–394

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

Buczyńska, E., P. Buczyński, L. Lechowski & R. Stryjecki (2007): Fish pond complexes as refugia of aquatic invertebrates (Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Trichoptera, Hydrachnidia): a case study of the pond complex in Zalesie Kańskie (Central-East Poland). – Nature Conservation **64**: 39–55

Buczyński, P. (2015): Dragonflies (Odonata) of anthropogenic waters in middle-eastern Poland. – Wydawnictwo MANTIS; Olsztyn.

Chovanec, A., M. Schindler, J. Waringer & R. Wimmer (2014): The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) – A tool for the type-specific assessment of lowland rivers. – River Research and Applications **31**: 627–638

Clausnitzer, H.-J. (1974): Die ökologischen Bedingungen für Libellen (Odonaten) an intensiv bewirtschafteten Fischteichen. – Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens **27**, 4: 78–90

Clausnitzer, H.-J., E. Bühring, H. Langbehn, M. Ortmann, G. Rufert & A. Thiess (2004): Die Entwicklung des Naturschutzgroßprojekts „Meißendorfer Teiche/Bannetzer Moor" (Landkreis Celle, Niedersachsen) seit 1979. – Natur und Landschaft **79**, 6: 249–256

Corbet, P. S. (2004): Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata. – Comstock Publishing Associates; Ithaca, New York: 829 S.

Crumrine, P. W., P. V. Switzer & P. H. Crowley (2008): Structure and dynamics of odonate communities: accessing habitat, responding to risk, and enabling reproduction. – In: Córdoba-Aguilar A. (Hrsg.): Dragonflies and Damselflies – Model Organisms for Ecological

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

and Evolutionary Research. – Oxford University Press; New York. Online: https://oxford.universitypressscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780199230693.001.0001/acprof-9780199230693-chapter-3 (30.9.2020)

Davidson, N. C. (2014): How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. – Marine and Freshwater Research **65**, 10: 934–941

D'Amico, F., S. Darblade, S. Avigno, S. Blanc-Manel & S. J. Ormerod (2004): Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. – Restoration Ecology **12**: 439–446

Dorner, S., T. Fartmann, F. Gabel & F. Löffler (2018): Einfluss der Bewirtschaftung und Habitatstruktur auf die Amphibienzönosen extensiv genutzter Karpfenteiche. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **26**: 23–40

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

Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – Biological reviews **81**, 2: 27–46

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

Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs & J. H. Helkowski (2005): Global consequences of land use. – Science **309** (5734): 570–574

Foote, A. L. & C. L. R. Hornung (2005): Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. – Ecological Entomology **30**: 273–283

Freienstein, F. M., T. Fartmann, F. Gabel & F. Löffler (2017): Erstnachweis von Orthetrum albistylum in Sachsen (Odonata: Libellulidae). – Libellula **36**, 3/4: 149–158

Freienstein, F. M., T. Fartmann, F. Gabel & F. Löffler (2019): Economy and ecology in harmony: A carp pond landscape as a diversity hotspot for Odonata. – Unveröffentlichte Masterarbeit. Westfälische Wilhelms-Universität Münster: 24 S.

Füllner, G. (2000): Fischerei im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. – Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz **9**: 85–90

Füllner, G., M. Pfeifer & N. Langner (2007): Karpfenteichwirtschaft. Bewirtschaftung von Karpfenteichen – Gute fachliche Praxis. – Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft; Dresden: 130 S.

Günther, A., M. Olias & T. Brockhaus (2006): Rote Liste Libellen Sachsens. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Dresden: 24 S.

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

Holtmann, L., M. Juchem, J. Brüggeshemke, A. Möhlmeyer & T. Fartmann (2018): Stormwater ponds promote dragonfly (Odonata) species richness and density in urban areas. – Ecological Engineering **118**:1–11

Holtmann, L., J. Brüggeshemke, M. Juchem & T. Fartmann (2019): Odonate assemblages of urban stormwater ponds: The conservation value depends on pond type. – Journal of Insect Conservation **23**: 123–132

Hothorn, T., F. Bretz & P. Westfall (2020): Package 'multcomp' - Simultaneous Inference in general parametric models. – Online verfügbar unter: https://cran.r-project.org/web/packages/multcomp

Janssen, A., H. Hunger, W. Konold, G. Pufal & M. Staab (2018): Simple pond restoration measures increase dragonfly (Insecta: Odonata) diversity. – Biodiversity and Conservation **27**:2311–2328

Keil, R. (1999): Untersuchungen zum Einfluss der traditionellen Karpfenteichwirtschaft auf Vorkommen und Entwicklung von Libellen (Insecta: Odonata) am Beispiel des Teichgebietes Hammerstadt. Praxissemesterarbeit HTW Zittau/Görlitz. – Zusammenfassung verfügbar in: Pedemontanum – Mitteilungsblatt der AG Odonatenfauna Sachsen-Anhalt der EVSA e. V. **4** (2003): 19–20

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

Kloskowski, J. (2011): Impact of common carp Cyprinus carpio on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. – Fundamental and Applied Limnology **178**, 3: 245–255

Knorp, N. E. & N. J. Dorn (2016): Mosquitofish predation and aquatic vegetation determine emergence patterns of dragonfly assemblages. – Freshwater Science **35**, 1: 114–125

Kuhn, K. & K. Burbach (1998): Libellen in Bayern. – Eugen-Ulmer; Stuttgart: 333 S.

Lohr, M. (2010): Libellen zweier europäischer Flusslandschaften. – Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie **17**; Münster: 183 S.

lutra (Hrsg. 2013): Naturschutzgroßprojekt „Teichgebiete Niederspree-Hammerstadt" – Pflege- und Entwicklungsplan – Fortschreibung 2012 – Textteil. – Gesellschaft für Naturschutz und landschaftsökologische Forschung (GbR); Boxberg: 913 S.

Mannsfeld, K. & R.-U. Syrbe (2008): Naturräume in Sachsen. – Forschungen zur deutschen Landeskunde **257**: 1–288

Matzinger, T. M. E. (2014): Teiche in der Landschaft – Bedeutung, Funktionen & Gefährdung. – Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft **36**: 64 S.

Mey, D. & M. Schlüppmann (2015): Sympetrum fonscolombii (Selys, 1840). – Libellula Supplement **14**: 314–317

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

Oertli, B. (2008): The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. – In: Córdoba-Aguilar, A. (Hrsg.): Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research. – Oxford University Press; New York. https://oxford.universitypressscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780199230693.001.0001/acprof-9780199230693-chapter-7 (25.5.2019)

Ott, J., K.-J. Conze, A. Günther, M. Lohr, R. Mauersberger, H.-J. Roland & F. Suhling (2015): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, dritte Fassung, Stand Anfang 2012 (Odonata). – Libellula Supplement **14**: 395–422

Parkos III, J. J., V. J. Santucci jr. & D. H. Wahl (2003): Effects of adult common carp (Cyprinus carpio) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science **60**: 182–192

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

Remsburg, A. J., A. C. Olson & M. J Samways (2008): Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. – Journal of Insect Behaviour **21**: 460–468

Romstöck-Völkl, M., H. Rebhan & W. Völkl (1999): Folgen des Auswinterns von Stillgewässern – Veränderung der Libellenfauna im NSG Craimoosweiher. – Naturschutz und Landschaftsplanung **31**, 5: 143–146

Romstöck-Völkl, M., W. Völkl, H. Rebhan, T. Franke & R. Krug (2006): Auswirkungen einer naturschutzorientierten Teichwirtschaft im NSG Craimoosweiher. – Naturschutz und Landschaftsplanung **38**, 8: 251–258

Sagrario, G., M. de los Ángeles, E. Balseiro, R. Ituarte & E. Spivak (2009) Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: A balance set by littoral predacious macroinvertebrates. – Freshwater Biology **54**, 5:1042–1053

Samways, M. J. (2008): Dragonflies as focal organisms in contemporary conservation biology. – In: Córdoba-Aguilar, A. (Hrsg.): Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research. – Oxford University Press; New York. Online: https://oxford.universitypressscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780199230693.001.0001/acprof-9780199230693-chapter-8 (30.9.2020)

Schindler, M., C. Fesl & A. Chovanec (2003): Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. – Hydrobiologia **497**: 169–180

Schmidt, E. & A. Günther (2015): Sympetrum depressiusculum (Selys, 1841). – Libellula Supplement **14**: 306–309

Schnabel, H. (2001): Untersuchungen zum Vorkommen larval überwinternder Libellenlarven in Karpfenteichen des Oberlausitzer Heide- und Teichgebietes. – Abhandlungen und Berichte Naturkundemuseum Görlitz **73**, 1: 79–83

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

Schnabel, H. (2002): Quantitative Untersuchungen zum Schlupf von Libellen an Fischteichen. – Veröffentlichungen des Museums der Westlausitz Kamenz **24**: 85–90

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

Sternberg, K. & R. Buchwald (Hrsg., 1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil. Kleinlibellen (Zygoptera). – Eugen Ulmer; Stuttgart (Hohenheim): 468 S.

Sternberg, K. & R. Buchwald (Hrsg., 2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera). – Eugen Ulmer; Stuttgart (Hohenheim): 712 S.

Stoate, C., A. Báldi, P. Beja, N. Boatman, I. Herzon, A. van Doorn, G. de Snoo, L. Rakosy & C. Ramwell (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. – Journal of Environmental Management **91**: 22–46

Streitberger, M., W. Ackermann, T. Fartmann, G. Kriegel, A. Ruff, S. Balzer & S. Nehring (2016): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **147**: 1–367

Sychra, J., Z. Adámek & K. Petřivalská (2010): Distribution and diversity of littoral macroinvertebrates within extensive reed beds of a lowland pond. – Annales de Limnologie – International Journal of Limnology **46**, 4: 281–289

Tonne, F. (1954): Besser bauen mit Besonnungs- und Tageslicht-Planung. – Karl Hofmann; Schorndorf: 42 S.

Usio, N. & J. N. Negishi (2014) Freshwater biodiversity in human-dominated landscapes: introduction. – Limnology **15**:199–200

Vanacker, M., A. Wezel, B. Oertli & J. Robin (2018): Water quality parameters and tipping points of dragonfly diversity and abundance in fishponds. – Limnology **19**: 321–333

Wang, W., D. Wang & C. Yin (2002): A field study on the hydrochemistry of land/inland water ecotones with reed domination. – Acta Hydrochimica et Hydrobiologica **30**, 2–3: 117–127

Wezel, A., B. Oertli, V. Rosset, F. Arthaud, B. Leroy, R. Smith, S. Angélibert, G. Bornette, D. Vallod & J. Robin (2014): Biodiversity patterns of nutrient-rich fish ponds and implications for conservation. – Limnology **15**: 213–223

Willigalla, C. & T. Fartmann (2012): Patterns in diversity of dragonflies (Odonata) in Cities across Central Europe. – European Journal of Entomology **109**: 235–245

Wittwer, T., G. Sahlén & F. Suhling (2010) Does one community shape the other? Dragonflies and fish in Swedish lakes. – Insect Conservation and Diversity **3**:124–133

Zambrano, L., M. Scheffer & M. Martinez-Ramos (2001): Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. – Oikos **94**: 344–350

Anschriften der Verfasser

Felix Maximilian Freienstein*,
Prof. Dr. Thomas Fartmann & Franz Löffler
Universität Osnabrück
Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie
Barbarastr. 11
49076 Osnabrück

E-Mail: max.freienstein@uos.de*
E-Mail: t.fartmann@uos.de
E-Mail: franz.loeffler@uos.de

* Korrespondierender Autor

Manuskripteingang	19.2.2020
Manuskriptannahme	6.4.2020
Erschienen	17.12.2020

Anhang: Mittelwertvergleiche der Umwelt- und Bewirtschaftungsparameter. Mittelwert und Standardfehler (SF) der Parameter an den verschiedenen Gewässertypen (BST, AWT-ARM, AWT-REICH, NBT, ASG, siehe Kapitel 2.2), Verteilung (GLMMnb = negativ-binomial, GLMMpoi = poisson, LMM = normal), Bestimmtheitsmaß (R^2) von signifikanten Modellen nach BÁRTON (2018). Signifikante Unterschiede ($p > 0.05$) zwischen Typen werden durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (a, b, c).

Parameter	Mittelwert ± Standardfehler										Verteilung	R^2
	BST		AWT-ARM		AWT-REICH		NBT		ASG			
Gewässerstruktur												
Tiefe (cm)	58,50 ± 3,50	ab	78,87 ± 6,09	bc	43,65 ± 4,94	a	51,02 ± 5,70	ab	82,03 ± 9,87	c	GLMMnb	0,44
Uferneigung (°)	13,93 ± 1,96	a	21,44 ± 3,39	ab	8,62 ± 1,61	a	9,58 ± 3,19	a	40,62 ± 8,66	b	GLMMnb	0,58
Flachwasser (%)	26,34 ± 4,76	ab	11,20 ± 2,95	a	42,19 ± 8,67	b	27,71 ± 9,69	b	20,62 ± 6,01	ab	GLMMnb	0,33
Offenwasser (%)	49,46 ± 7,79	ab	56,83 ± 6,30	b	36,88 ± 6,14	a	34,58 ± 9,02	a	47,29 ± 15,39	ab	GLMMnb	0,51
Strukturdiversität	0,68 ± 0,03	ab	0,64 ± 0,02	a	0,79 ± 0,03	b	0,86 ± 0,03	b	0,73 ± 0,05	ab	LMM	0,4
Gewässervegetation												
Röhricht (%)	41,52 ± 8,81		39,33 ± 6,23		47,75 ± 7,38		38,96 ± 8,55		25,00 ± 10,73		GLMMnb	n,s,
Binsen u. Seggen (%)	2,84 ± 1,07	ab	1,35 ± 0,54	a	11,81 ± 3,46	c	13,96 ± 6,04	c	8,02 ± 1,37	bc	GLMMnb	0,47
Andere Gräser (%)	1,16 ± 0,59		0,05 ± 0,05		0,75 ± 0,53		2,29 ± 1,46		0,00 ± 0,00		GLMMnb	n,s,
Kräuter (%)	5,18 ± 1,85	b	1,30 ± 0,44	a	4,12 ± 1,34	ab	7,19 ± 3,07	ab	2,08 ± 0,21	ab	GLMMnb	0,28
Schwimmstreu (%)	12,86 ± 3,65		8,27 ± 0,92		11,62 ± 1,82		15,31 ± 2,13		12,29 ± 4,66		GLMMnb	n,s,
Schwimmblattvegetation (%)	2,23 ± 0,99	a	2,16 ± 0,62	a	6,25 ± 1,46	ab	13,12 ± 2,66	bc	25,52 ± 10,94	c	GLMMnb	0,36
Submerse Vegetation (%)	14,46 ± 5,14	b	2,26 ± 0,97	a	6,62 ± 2,08	ab	8,96 ± 2,89	ab	14,38 ± 6,61	b	GLMMnb	0,24
Sträucher (%)	0,80 ± 0,56		1,06 ± 0,44		2,62 ± 0,66		2,92 ± 1,50		3,85 ± 1,68		GLMMnb	n,s,
Bäume (%)	2,14 ± 1,61	a	3,56 ± 1,43	a	14,00 ± 3,29	c	12,19 ± 2,88	bc	2,81 ± 1,12	ab	GLMMnb	0,21
Vegetationshöhe (cm)	115,71 ± 12,59	a	203,65 ± 24,57	b	154,50 ± 14,67	ab	148,33 ± 11,82	ab	155,83 ± 18,19	ab	GLMMnb	0,23

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

Parameter	Mittelwert ± Standardfehler										Verteilung	R^2
	BST		AWT-ARM		AWT-REICH		NBT		ASG			
Ufervegetation												
Uferröhricht (%)	44,38 ± 8,26	a	38,89 ± 6,66	a	11,44 ± 3,07	b	11,04 ± 4,38	b	47,29 ± 9,97	a	GLMMnb	0,35
Uferbinsen u.-seggen (%)	8,48 ± 4,05	ab	2,69 ± 1,14	a	12,75 ± 3,34	b	8,23 ± 1,47	ab	20,83 ± 6,92	b	GLMMnb	0,2
Andere Ufergräser (%)	49,73 ± 10,94		58,08 ± 6,13		46,94 ± 6,81		56,04 ± 8,52		33,33 ± 8,21		LMM	n,s,
Streuschicht (%)	53,75 ± 10,83	ab	36,92 ± 5,14	a	66,75 ± 3,84	b	59,38 ± 5,71	ab	53,54 ± 6,83	ab	LMM	0,28
Offenboden (%)	5,00 ± 1,85		9,95 ± 2,73		13,88 ± 3,16		8,85 ± 1,23		10,31 ± 3,35		GLMMnb	n,s,
Ufersträucher (%)	2,59 ± 2,49	a	3,75 ± 1,15	ab	5,25 ± 0,95	ab	11,46 ± 2,15	b	24,17 ± 5,23	c	GLMMnb	0,28
Uferbäume (%)	9,29 ± 5,58	ab	6,44 ± 1,96	a	47,62 ± 4,65	c	39,38 ± 2,62	bc	21,46 ± 6,68	abc	GLMMnb	0,3
Höhe der Ufervegetation (cm)	134,28 ± 1,19	c	127,8 ± 4,75	c	110,43 ± 7,95	bc	86,24 ± 7,11	a	91,41 ± 8,59	ab	GLMMnb	0,48
Sonnenscheindauer												
Mai-September (h)	10,39 ± 0,39	b	9,82 ± 0,23	b	7,81 ± 0,31	a	7,54 ± 0,22	a	7,27 ± 0,67	a	LMM	0,63
Hydrologische Parameter												
Wassertemperatur (°C)	24,66 ± 0,36	c	24,72 ± 0,22	c	23,30 ± 0,33	bc	21,69 ± 0,50	b	19,62 ± 0,63	a	LMM	0,74
pH-Wert	8,18 ± 0,07	c	8,21 ± 0,06	c	8,13 ± 0,05	bc	7,82 ± 0,04	a	7,91 ± 0,03	a	LMM	0,44
Leitfähigkeiit (µS)	452,75 ± 4,69	c	418,37 ± 15,33	c	377,88 ± 29,85	bc	264,79 ± 25,00	a	291,96 ± 26,11	ab	GLMMnb	0,52
Bewirtschaftungsparameter												
Fischertrag (kg/ha)	418,06 ± 123,32	b	735,46 ± 121,26	b	657,56 ± 155,26	b	28,53 ± 7,52	a	12,17 ± 5,21	a	GLMMnb	0,72
Trockenlegungsdauer (Tage)	254,14 ± 7,67	c	95,00 ± 14,37	b	66,30 ± 14,55	b	0,00 ± 0,00	a	0,00 ± 0,00	a	LMM	0,84

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