

Vergleichende Untersuchungen zur Ostrakodenfauna intensiv und ökologisch bewirtschafteter sowie renaturierter Fischteiche im Dreba-Plothener Teichgebiet, Südostthüringen

Mit 5 Abbildungen, 2 Tafeln und 4 Tabellen

CHRISTOPHER GEMEINHARDT & PETER FRENZEL

Abstract

GEMEINHARDT, C. & FRENZEL, P.: Comparison of ostracod associations in intensively and sustainably cultivated as well as renaturated fish ponds of the Dreba-Plothener Teichgebiet, southeastern Thuringia

The Dreba-Plothener Teichgebiet in southeastern Thuringia is a large system of fish ponds constructed by monks in medieval times. Today, there are about 800 ponds some of which are situated in a nature reserve area of 1896 ha. These ponds have been used intensively for fish-culturing. Today, some ponds are renaturated or in sustainable management. We study ostracod associations from ponds of those three categories.

Environmental parameters measured for the observed ponds are conductivity, pH, temperature, alkalinity, water chemistry and oxygen concentration. Phytal and open sediment habitats were sampled and described. The preservation of ostracod shells is often poor because of carbonate dissolution. Hence, most of the documented ostracod valves are articulated and bear soft-parts representing the fauna present during sampling in late spring to early summer. The three most abundant ostracod species are *Darwinula stevensoni*, *Candona candida* and *Cypria ophthalmica*. All three are often reported from fishponds and known as ecologically opportunistic species. The ability to swim, dessication-resistant eggs and animals as well as high ecological tolerance are the properties of ostracod species to recolonise first fish ponds after refilling drawdowned basins. The dominance of those species can be used as an indicator for identifying fish ponds in archaeological records and reflects intensity of use also.

Key words: Ostracoda (Crustacea), fish ponds, aquaculture, ecology, recolonisation, taphonomy, Thuringia, Germany

Kurzfassung

Das Dreba-Plothener Teichgebiet in Südostthüringen ist ein ausgedehntes System von Fischteichen und wurde bereits im Mittelalter von Mönchen angelegt. In diesem Gebiet liegen heute etwa 800 Teiche, einige davon in einem 1896 ha umfassenden Naturschutzgebiet. Die Teiche wurden in der Vergangenheit für die Fischzucht genutzt. In jüngerer Zeit führte man einige dieser Teiche einer ökologischen Bewirtschaftung zu oder renaturierte sie. In der vorliegenden Studie

untersuchen wir Ostrakodenassoziationen aus Teichen aller drei Bewirtschaftungskategorien. Leitfähigkeit, pH, Temperatur, Alkalinität, Wasserchemie und Sauerstoffkonzentrationen wurden gemessen und Phytal- sowie offene Habitate beschrieben und auf Ostrakoden beprobt. Die Ostrakodenschalen sind häufig angelöst, so dass vor allem die Fauna zum Zeitpunkt der Probenahme im späten Frühjahr und frühen Sommer vorliegt, was durch große Anteile von artikulierten Klappen und solchen mit Weichteilresten angezeigt wird. Die drei häufigsten Arten sind *Darwinula stevensoni*, *Candonda candida* und *Cypria ophthalmica*. Alle drei wurden häufig in Fischteichen dokumentiert und sind als opportunistische Arten bekannt. Schwimmfähigkeit, trockenheitsresistente Eier und hohe ökologische Toleranz zeichnen die Erstbesiedler von wieder befüllten Fischteichen aus. Die Dominanz solcher Arten kann als Anzeiger für Sedimente aus ehemaligen Fischteichen in der Archäologie eingesetzt werden und eignet sich als Indikator der Nutzungsintensität.

Schlüsselwörter: Ostracoda (Crustacea), Fischteiche, Aquakultur, Ökologie, Wiederbesiedlung, Taphonomie, Thüringen, Deutschland

1 Einleitung

Ostrakoden sind meist 0,5 bis 2,0 mm große Krebstiere mit einem den Weichkörper umhüllenden, zweiklappigen, kalzitischen Carapax. Durch ihre geringe Größe, das hohe Erhaltungspotential ihrer kalzitischen Schalen sowie die weite Verbreitung eignen sie sich sehr gut für Paläomilieuanalysen, wie sie beispielsweise in der Quartärgeologie und Physischen Geographie zur Anwendung kommen. Um auf Umweltbedingungen früherer Zeiten schließen zu können, benötigt man solide taxonomische und ökologische Kenntnisse über die jeweiligen Arten. Ist dieses Wissen vorhanden, so ergeben sich die ehemaligen Umweltbedingungen aus der Schnittmenge der ökologischen Toleranzen und aus den Präferenzen der in einer Sedimentprobe auftretenden Taxa. Häufig hinzugezogen werden bei derartigen Studien zudem noch geochemische Analysen an den Schalen, da sich aus diesen ebenfalls Informationen über die Umwelt, in der der Organismus lebte, gewinnen lassen (FRENZEL et al. 2006). Dank dieser günstigen Eigenschaften gehören Ostrakoden zu den wichtigsten Mikrofossilgruppen der Geowissenschaften, insbesondere in kontinentalen Sedimenten. Daneben nutzt man Ostrakoden ebenfalls in der Gewässerökologie. Das Auftreten, Artenspektrum und die morphologischen Besonderheiten dieser Bioindikatoren geben in diesem Fall Aufschluss über die aktuelle ökologische Situation eines Gewässers, sowie das Ausmaß des anthropogenen Einflusses. Die Verwendung von Ostrakoden als Bioindikatoren bietet ein großes Potential im Bereich des Monitorings von Aquakulturen. Bisher wurde diese Möglichkeit vor allem in marinen Aquakulturen genutzt. Als Beispiele genannt seien hier die Arbeiten von FUJIOKA et al. (2007), in der die benthische Fauna in Shrimpkulturen des Golfs von Thailand untersucht wurde, sowie SAMIR (2000), eine Erhebung über die Reaktion von Ostrakoden und Foraminiferen auf verschiedene Verschmutzungsfaktoren in zwei Lagunen des Nildeltas. Vergleichbare Studien sind für kontinentale Süßgewässer, wie Teiche und Seen, bisher sehr selten. Für weitere Studien zur Wasserqualität und Habitatveränderungen, die mit Hilfe von Ostrakodenanalysen durchgeführt wurden, siehe CASTELÁN et al. (2009) zum Zoobenthos des Mexiko-Sees, CREMER & SMITHERMAN (1980) zur Ernährung von Karpfen in Käfigen und Teichen, YU et al. (2009) zur Toleranz von *Physocypria kraepelini* gegenüber pH-Wert, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen oder USHA et al. (2006) zur Einschätzung des wirtschaftlichen Wertes eines Süßwassersees bei Cuddalore.

Da in vielen Gebieten Mitteldeutschlands die Verbreitung rezenter Arten nur ungenügend bekannt ist, erweitern aktuelle faunistische und ökologische Studien die Einsatzmöglichkeiten dieser Mikrofossilien und sind somit von großem wissenschaftlichem Interesse. Neben der angesprochenen Notwendigkeit der faunistisch-ökologischen Bestandsaufnahme zu Ostrakoden wird in der vorliegenden Arbeit des Weiteren versucht zu klären, ob sich unterschiedliche Nutzungsarten eines Gewässers anhand der auftretenden Taxa differenzieren lassen. Dies ist auch für die Archäologie von Bedeutung, da sich, bei Eignung von Ostrakoden als Indikatoren für Aquakulturen, durch Ostrakodenanalysen Aquakulturen in historischen Sedimenten nachweisen ließen.

2 Das Dreba-Plothener Teichgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurde das Dreba-Plothener Teichgebiet gewählt, welches sich in Südostthüringen zwischen den gleichnamigen Ortschaften erstreckt (Abb. 1). Von einstmalig etwa 2000 Teichen, die im Mittelalter von Mönchen angelegt wurden, sind heute noch ca. 600 vorhanden, die als sogenannte Himmelsteiche hauptsächlich von Regenwasser gespeist werden (NABU 2013). Unter diesen Gewässern befinden sich verpachtete und intensiv für die Fischzucht genutzte, wie auch renaturierte Teiche. Außerdem werden einige Teiche nach Vorgaben des Kulturlandschaftsprogrammes des Freistaates Thüringen bewirtschaftet (persönliche Mitteilung, Hans-Werner Milkau, 2012).

Das Teichgebiet liegt auf einer durchschnittlichen Höhe von 500 m über NN im Naturpark „Thüringer Schiefergebirge-Obere Saale“. Im Jahre 1961 wurden 1896 Hektar der Teichlandschaft als Landschaftsschutzgebiet „Plothener Teiche“ deklariert. Das in ihm inbegriffene Naturschutzgebiet „Drebaer Teiche“ wurde im Jahr 2000 von 34 Hektar auf 1094 Hektar erweitert (AUERSWALD et al. 2013). Durch seine räumliche Nähe zu konventionellen Aquakulturen bietet dieser Abschnitt des Teichgebietes die Möglichkeit, Gewässer unterschiedlicher Nutzung vergleichend hinsichtlich der in ihnen auftretenden Ostrakodenassoziationen zu untersuchen.

Persönlichen Mitteilungen von Jürgen Auerswald und Hans-Werner Milkau (2013) folgend wurde von den untersuchten Gewässern der Semmlergruppenteich zur herkömmlichen, intensiven Fischzucht und der Oberländer Teich zur ökologischen Fischzucht gezählt, da dieser gemäß dem Kulturlandschaftsprogramm Thüringens (KULAP), geführt wird. Vorgaben für Zufütterung, Besatz und Teichpflege sollen dabei eine naturnahe Situation des Gewässers ermöglichen. Für den Straßenteich und den Starenteich erfolgte eine Zuordnung zu den renaturierten Gewässern ohne Aquakulturen (Abb. 1).

In den Jahren vor der Probeentnahme wurden die Fische im Semmlergruppenteich mit Triticale, einer Mischung aus Weizen und Roggen gefüttert. Im Oberländer Teich sowie den beiden renaturierten Gewässern erfolgte mindestens ein Jahr vor der Beprobung keine Fütterung. Den am längsten unbewirtschafteten Wasserkörper weisen die renaturierten Teiche auf, mit 20 Jahren für den Starenteich und 4,5 Jahren für den Straßenteich. Lediglich zu Reparaturarbeiten am Damm zwei Jahre vor der Probenahme musste der Wasserstand des Starenteiches gesenkt werden. Der Semmlergruppenteich wurde drei Jahre vor der Probenahme zu Zwecken der Fischzucht letztmalig abgelassen. Den kürzesten Zeitraum seit der letzten Leerung wies mit einem halben Jahr der Oberländer Teich auf. Im Sommer 2011 stand dieses Gewässer vollkommen trocken und wurde erst ab November 2011 über die Zuläufe aus den oberen Teichen sowie Regenwasser gefüllt (persönliche Mitteilung Hans-Werner Milkau, 2013).

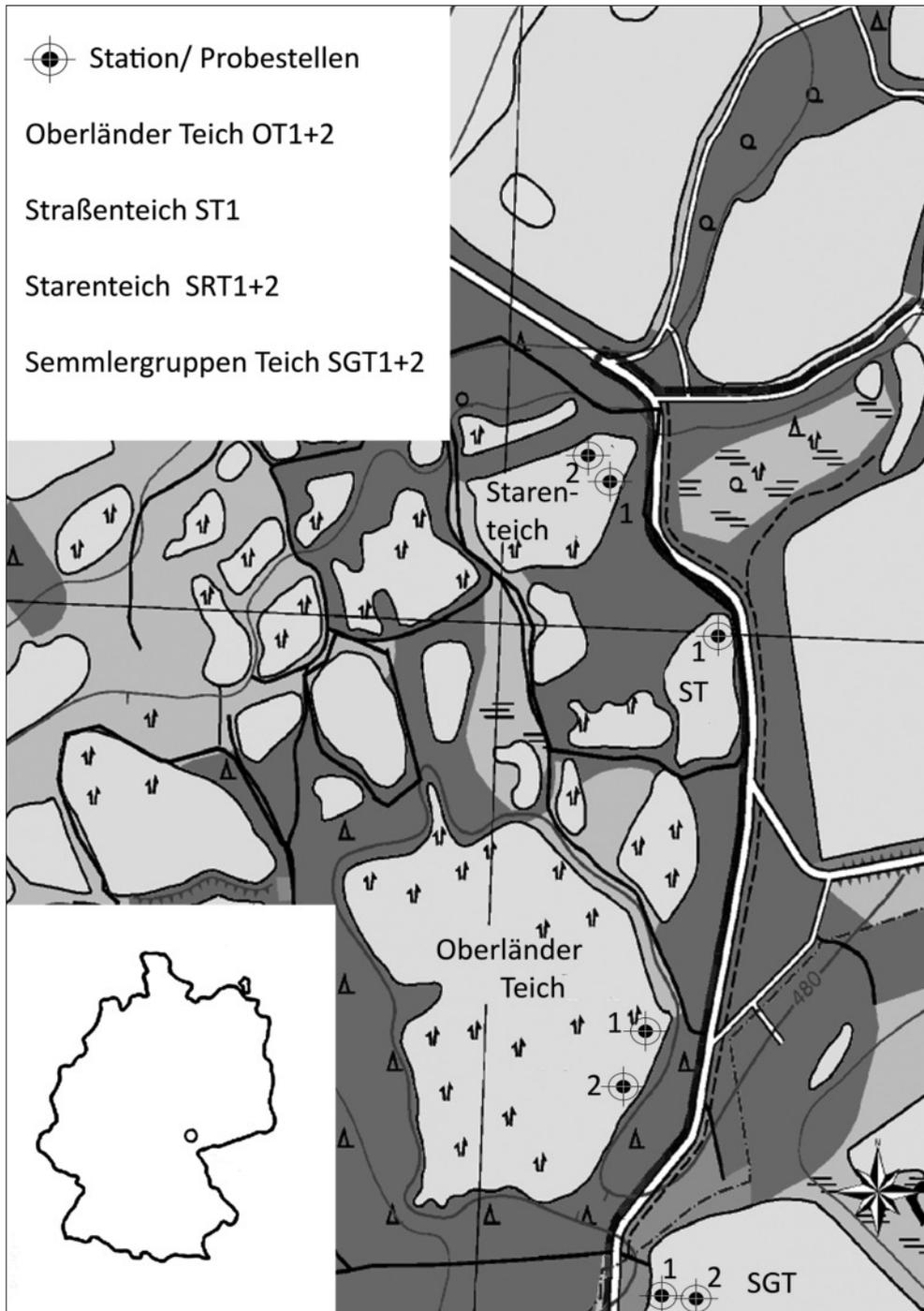


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes in Deutschland und Lage der Teiche mit Probenahmestationen.

3 Material und Methoden

3.1 Probenahme

Für die Probenahme wurden vier Teiche aus dem Dreba-Plothener Teichgebiet ausgewählt, die in ihrem Nutzungscharakter stark voneinander abweichen und doch zugleich nahe beieinander liegen: Semmlergruppenteich (SGT1), Oberländer Teich (OT), Straßenteich (ST) und Starenteich (SRT). Zwei Stellen wurden in jedem Teich mit Ausnahme des Straßenteiches beprobt. Im Straßenteich war aufgrund der Teichgeometrie nur eine Probenentnahme möglich (Abb. 1).

Die Probenentnahme erfolgte am 30. April 2012. Mit einem handelsüblichen Handkescher einer Maschenweite von $<200\ \mu\text{m}$ wurde das oberflächennahe Sediment (oberer Zentimeter) auf einer Fläche von einigen hundert Quadratzentimetern entnommen und anschließend über zwei Siebe unterschiedlicher Maschenweite auf die Fraktion zwischen 200 und $400\ \mu\text{m}$ und größer $400\ \mu\text{m}$ gesiebt. Zugleich wurden die Habitats qualitativ beschrieben und mit Hilfe von Sonden (WTW Multi 340i) der pH-Wert, die Leitfähigkeit, die Temperatur und der Sauerstoffgehalt des Wassers an den einzelnen Probestellen gemessen. Die Alkalinität des Wassers wurde über ein Titrationsverfahren unter Verwendung der Testes Visocolor HE von Macharey-Nagel bestimmt. Des Weiteren wurde je etwa ein halber Liter des Teichwassers, das zuvor mit Hilfe von Spritzenvorsatzfiltern von Schwebstoffen befreit worden war, für spätere chemische Untersuchungen im Labor in PE-Flaschen überführt.

3.2 Aufbereitung und Analyse der Proben

Nach einer ersten Sichtung der Sedimente auf lebende Exemplare am Tag der Probenahme sowie am Folgetag wurde die $>400\ \mu\text{m}$ Fraktion mit Ethanol versetzt und kühl gelagert und die Fraktion $<400\ \mu\text{m}$ an der Luft getrocknet, um mikrobielle Zersetzung zu vermeiden. Verklumpungen wurden durch vorsichtiges Rütteln aufgelöst, um eine Zerstörung empfindlicher Mikrofossilien, wie Thekamöben, durch Chemikalien zu vermeiden. Wo diese Methode nicht erfolgreich war, wurden Verklumpungen mit einer 6%igen Wasserstoffperoxidlösung aufgeschlossen und anschließend erneut gesiebt und getrocknet. Das Auslesen der Ostrakoden sowie der Begleitfauna erfolgte mit einer Präpariernadel und einem angefeuchteten Pinsel unter einem Stereoauflichtmikroskop. Die Ostrakodenklappen wurden im Allgemeinen komplett ausgelesen; waren deutlich mehr als 300 Exemplare vorhanden, wurde die Probe mit einem mikropaläontologischen Probenteiler (WISSING et al. 1999) bis auf eine mindestens 300 Klappen enthaltende Unterprobe heruntergeteilt und die Abundanz für die gesamte Probe extrapoliert. Um spätere Aussagen über die Taphonomie der gefundenen Ostrakoden treffen zu können, wurden die Ostrakoden getrennt nach Lebend- und Totfauna sowie adulten und juvenilen Exemplaren erfasst und Beobachtungen zur Erhaltung notiert.

3.3 Dokumentation

Die gefundenen Taxa wurden mittels eines lichtmikroskopischen Verfahrens im Multifokus wie auch mit dem Rasterelektronenmikroskop des Instituts für Spezielle Zoologie und Evolutionsbiologie der Universität Jena fotografisch dokumentiert. Bei letzterer Methode lag das Augenmerk vor allem auf morphologischen Besonderheiten des Carapax, die eine spätere taxonomische Einordnung der Ostrakoden erleichtern. Hierfür wurden die Objektträger vor den Aufnahmen unter einer Argonatmosphäre mit Gold bedampft.

Für die anschließende taxonomische Einordnung wurde das Standardwerk zur europäischen Ostrakodenfauna von MEISCH (2000) verwendet. Die Zuordnung zu den Taxa erfolgte anhand der Schalenmerkmale unter einem Stereoauflichtmikroskop und unter Verwendung der rasterelektronenmikroskopischen Aufnahmen. Von besonderer Bedeutung waren in diesem Zuge die Lateral- und Dorsalansicht sowie bei einem Exemplar morphologische Merkmale des Weichkörpers. Die ausgelesenen Ostrakoden sowie zugehöriges Material werden nach Beendigung der Arbeiten in den Sammlungen des Naturkundlichen Museums in Altenburg aufbewahrt.

4 Ergebnisse

4.1 Habitate und Wasserparameter

Zur Veranschaulichung werden im Folgenden die erfassten Habitatcharakteristika tabellarisch gegenübergestellt (Tab. 1). Fast alle untersuchten Habitate sind direkt oder indirekt vom Phytal geprägt. Es wurde jedoch versucht, bei allen Stationen unterschiedliche Typen der ufernahen Habitate zu beproben. Es handelt sich ausschließlich um Süßgewässer. Die gemessenen pH-Werte liegen zwischen minimal 6,8 im intensiv bewirtschafteten Semmlergruppenteich und maximal 9,6 am ersten Probepunkt des Starenteiches. Interessanterweise wies die zweite Entnahmestelle des Starenteiches einen ebenso niedrigen pH-Wert auf wie der Semmlergruppenteich (Tab. 2). Der große Unterschied zum Punkt SRT1 weist auf den dort anstehenden Mergel und einen geringen Wasseraustausch innerhalb des Starenteiches hin. Anhand der Leitfähigkeiten ist festzustellen, dass die stärksten Lösungsprozesse im Oberländerteich stattfinden könnten und die geringsten im Straßenteich (Tab. 2). Bei ersterem Teich sind die dominierenden Kationen Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Ionen. Unter den Anionen herrschen HCO_3^- und SO_4^{2-} vor. Erstere stehen wahrscheinlich mit dem vornehmlich aus Mergel bestehenden Uferstrand in Verbindung. Die höchsten Sauerstoffkonzentrationen wiesen die renaturierten Gewässer Starenteich und Straßenteich auf (Tab. 2).

4.2 Erhaltung und Taxonomie

Es wurden insgesamt 1549 Ostrakodenklappen gesammelt und dabei zehn Arten identifiziert. Zwei zusätzliche Gattungen liegen nur in juvenilen, nicht näher bestimmbar Exemplaren vor. Die meisten dieser Exemplare waren zum Zeitpunkt der Probenahme bereits tot und ihre Klappen zum Teil schon angelöst, bzw. bei den Stationen am Oberländer Teich völlig entkalkt (Abb. 2). An fast allen Probestellen, mit Ausnahme der Station SRT2, waren die toten Exemplare mit einer größeren Anzahl einzelner als noch artikulierter Klappen vertreten. Juvenile Ostrakoden kamen in großer Zahl vor (Abb. 3). Häufig konnten solche juvenilen Exemplare lediglich einer Gattung zugeordnet werden, da der Carapax erst nach der finalen Häutung seine endgültige Ausprägung erfährt und die Bestimmungsliteratur zumeist nur auf die adulten Exemplare Bezug nimmt. Ein Weichkörper war bei den meisten toten Exemplaren nicht mehr vorhanden, lediglich einzelne Ostrakoden wiesen Reste der Gliedmaßen auf.

Tab. 1: Probenahmestationen mit Lage und Habitatcharakteristika.

Teich	Probe	Koordinaten	Habitat	Wassertiefe [m]	Uferentfernung [m]	Detritusaufgabe [cm]	Sediment	Bemerkungen
Oberländer- teich	OT1	50°39'03"N, 11°45'41"O	Röhricht	0,30 – 0,40	3,0	3	schwarzer, sandiger Schluff mit Detritus	Geruch nach H ₂ S
	OT2	50°39'01"N, 11°45'40"O	Laub	0,20	1,5	10		Uferböschung aus Mergel
Straßenteich	ST1	50°39'14"N, 11°45'44"O	<i>Myrio- phyllum</i>	0,30 – 0,40	2,0	nicht trennbar	detritusreicher, brauner Sand mit Kies	Geruch nach H ₂ S
Starenteich	STR1	50°39'19"N, 11°45'39"O	Laub	0,40 – 0,50	1,0	<5?	braun-schwarzer, wasserreicher Schlamm	Ufer aus Mergel, Ausfällung von Eisenoxiden
	STR2	50°39'21"N, 11°45'37"O	Schilfgürtel	0,05 und 0,40	0,5 und 1,5	0	Brauner Schlamm	starke Ausfällung von Eisenoxiden, Fadenalgen
Semmler- gruppen- teich	SGT1	50°38'51"N, 11°45'39"O	vor Schilf	0,30 – 0,40	3	nb	brauner Schlamm	auffälliger Wind, Wassertrübung
	SGT2	50°38'51"N, 11°45'41"O	ohne Makro- phyten	0,70 und 0,80	8	0		—

Tab. 2: Wasserparameter

	pH-Wert	Temperatur (°C)	Leitfähigkeit (µS/m)	O ₂ -Konzentration (mg/l)	NH ₄ ⁺ in mg/l	PO ₄ ³⁻ in mg/l
SGT1	6,8	22,1	169	4,9	0,218	< 0,05
SGT2	6,8	22,1	169	4,9		
SRT1	9,6	21,6	251	12,9	0,113	0,14
SRT2	6,8	23,6	288	11,3		
OT1	7,25	19,7	373	6,56	0,191	< 0,05
OT2	7,2	17,8	371	5,3		
ST1	8,1	21,5	124	11,38	0,153	< 0,05

Die gefundenen Taxa sind *Darwinula stevensoni* (Brady & Robertson, 1870), *Candona candida* (O.F. Müller, 1776), *Candona neglecta* Sars, 1887, *Cypria ophthalmica* (Jurine, 1820), *Cyclocypris ovum* (Jurine, 1820), *Physocypris kraepelini* G.W. Müller, 1903, *Cypridopsis vidua* (O.F. Müller, 1776), *Sarsocypridopsis aculeata* (Costa, 1847), *Ilyocypris gibba* (Ramdohr, 1808) und *Bradleystrandesia hirsuta* (Fischer, 1851) sowie juvenile Vertreter der candoniden Gattungen *Candona*, *Fabaeformiscandona* und *Pseudocandona* (Tafeln 1 und 2).

Neben Ostrakoden treten auch weitere Mikrofossilgruppen auf. Nennenswert sind hierbei vor allem Thekamöben. An einigen Stationen übertreffen diese die gefundenen Muschelkrebse hinsichtlich Diversität und Abundanz. Kopfkapseln von Chironomidenlarven sind deutlich seltener als die Ostrakoden. In geringer Zahl wurden außerdem Wasserflöhe gefunden.

4.3 Artenverteilung

Juvenile Exemplare von *Candona*, *Cypria ophthalmica* und *Darwinula stevensoni* sind mit Abstand die häufigsten Ostrakodentaxa im Untersuchungsmaterial. Zu bemerken ist außerdem, dass die in den Proben der Stationen SGT1/2 zahlreich und bei SRT1 vereinzelt vorkommende *Darwinula stevensoni* in den restlichen Proben komplett fehlt. Dies trifft bei keiner weiteren Art zu, die in wenigstens einem Teich einen signifikanten Anteil am Artenspektrum besaß. Die hohe Ostrakodenabundanz für die Station SRT2 lässt sich auf eine Vielzahl von toten, juvenilen *Candona candida* zurückführen. (Abb. 2).

Tafel 1:

Fig. 1-3. *Candona candida* (O.F. Müller, 1776): 1) ♀, adult, linke Klappe, intern, SGT1; 2) ♀, adult, rechte Klappe, extern, SGT1; 3) ♀, adult, rechte Klappe, intern, SGT1.

Fig. 4-6. *Candona neglecta* Sars, 1887: 4) ♀, juvenil, linke Klappe, intern, SGT1; 5) ♀, adult, linke Klappe, intern, SGT1; 6) ♀, adult, linke Klappe, extern, SGT1.

Fig. 7-8. *Fabaeformiscandona* spp.: 7) juvenil, linke Klappe, extern, ST1; 8) juvenil, Carapax dorsal, ST1.

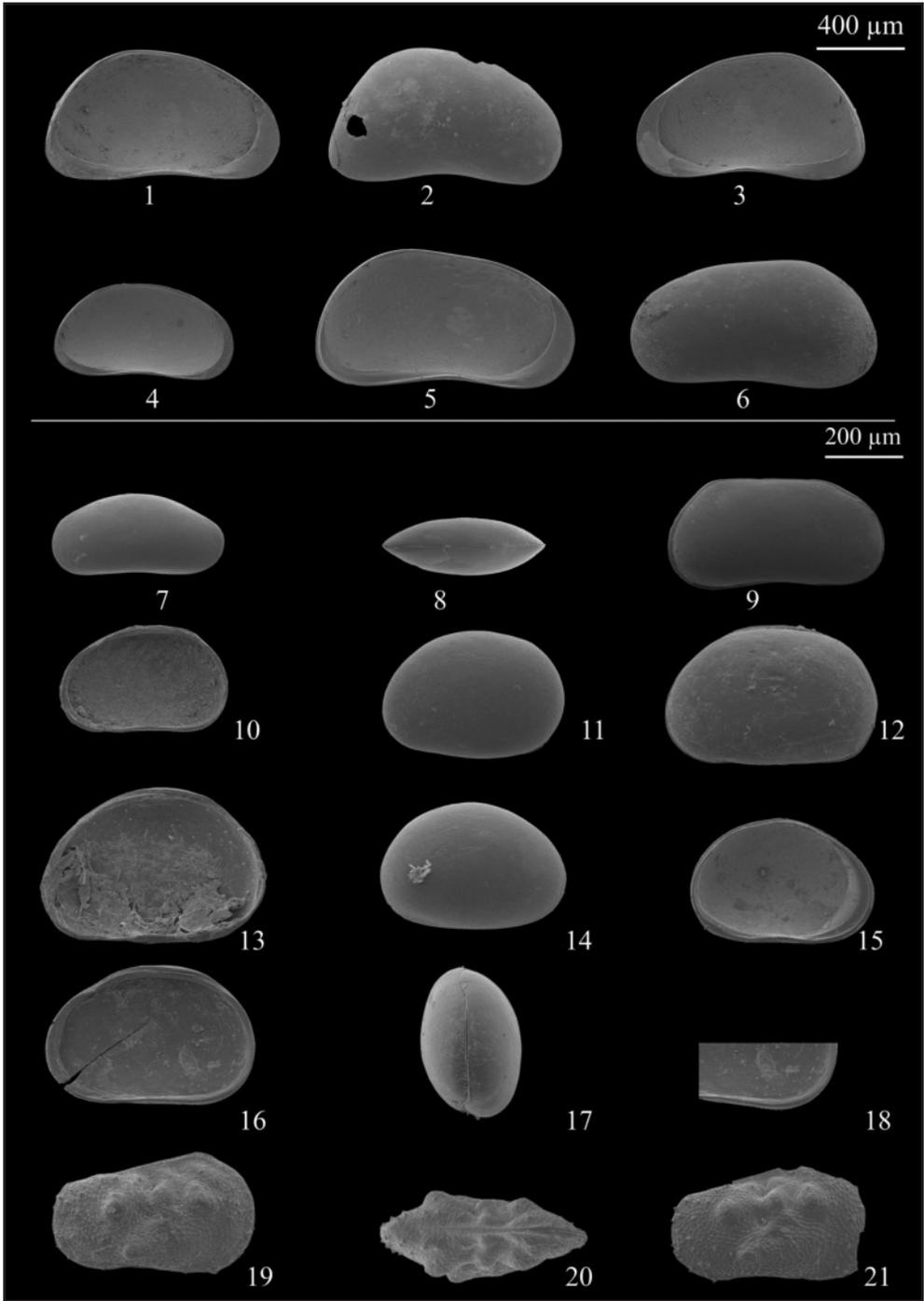
Fig. 9. *Pseudocandona* sp.: 9) Carapax von rechts.

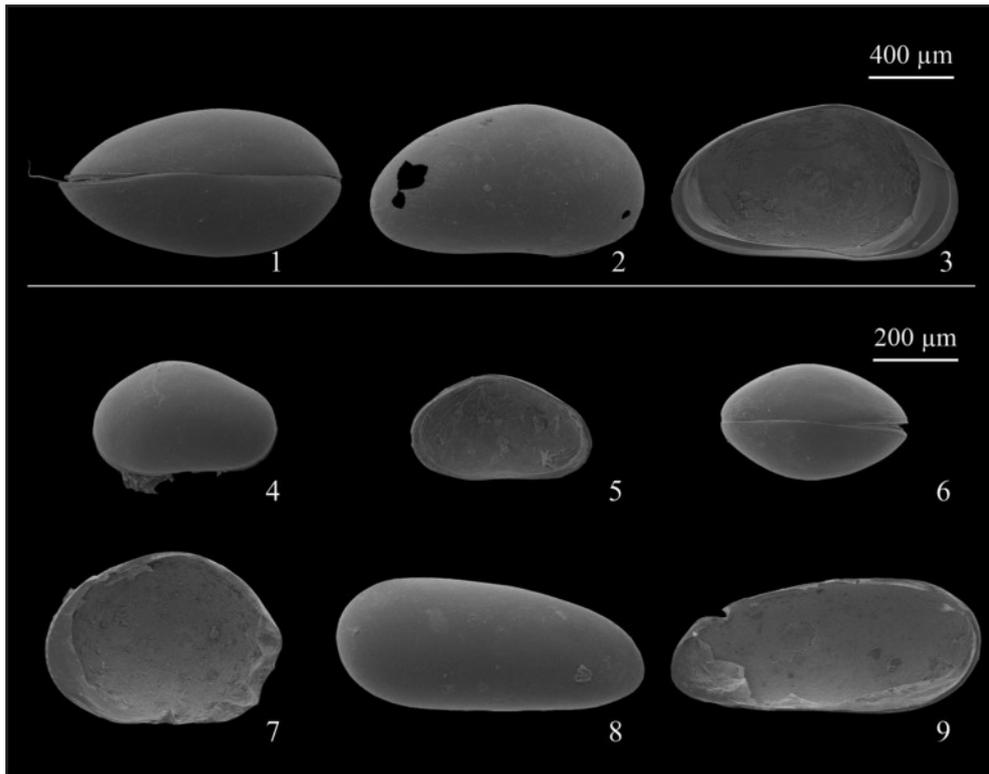
Fig. 10-13. *Cypria ophthalmica* (Jurine, 1820): 10) rechte Klappe, intern, OT2; 11) linke Klappe, extern, ST1; 12) Carapax von links, OT2; 13) rechte Klappe, intern, ST1.

Fig. 14-15. *Cyclocypris ovum* (Jurine, 1820): Carapax, SRT2, 14) rechte Klappe, extern; 15) linke Klappe, intern.

Fig. 16-18. *Physocypris kraepelini* G.W. Müller, 1903: 16) rechte Klappe, intern, ST1; 17) Carapax frontal, ST1; 18) rechte Klappe, intern, posteroventraler Ausschnitt mit marginalen Zähnen.

Fig. 19-21. *Ilyocypris gibba* (Ramdohr, 1808): 19) juvenil, rechte Klappe, extern, SRT1; 20) juvenil, Dorsalansicht, SRT1; 21) rechte Klappe, extern, anterior beschädigt, SRT1.





Tafel 2:

Fig. 1-3. *Bradleystrandesia hirsuta* (Fischer, 1851): 1) Dorsalansicht, OT2; 2-3) Carapax, OTJ, 2) rechte Klappe, extern, 3) linke Klappe, intern.

Fig. 4-6. *Cypridopsis vidua* (O.F. Müller, 1776): 4) Carapax von links, OT2; 5) rechte Klappe, intern, OT2; 6) Dorsalansicht, SRT2.

Fig. 7. *Sarscypridopsis aculeata* (Costa, 1847) deformierte rechte Klappe, intern, SGT1.

Fig. 8-9. *Darwinula stevensoni* (Brady & Robertson, 1870): 8) rechte Klappe, extern, SGT2; 9) rechte Klappe, intern, SRT1.

5 Diskussion

5.1 Taphonomie

Für die Beurteilung des Einflusses der Umweltparameter auf die Assoziationsstruktur der Ostrakoden werden hier zunächst taphonomische Prozesse betrachtet. Auffallend am Altersspektrum (Abb. 3) ist der konstant hohe Anteil an juvenilen Exemplaren. Die juvenilen Vertreter der Gattung *Candona* lassen sich nicht sicher einer Art zuordnen, gehören aber wahrscheinlich zu *Candona candida* und *C. neglecta*, die beide als adulte Individuen nachgewiesen werden konnten (Abb. 3). Die Larven von *C. candida* erreichen das Adultstadium erst im Winter und jene von *C. neglecta* meist im Frühsommer und Herbst (MEISCH 2000), was die Seltenheit adulter Exemplare bei der Probenahme Ende April erklärt, wenn man davon ausgeht, dass Lösungsprozesse Ostrakodenklappen nach dem Tod der Tiere in größerer Zahl zerstören. Besonders ausgeprägt ist das Vorherrschen juveniler Stadien bei den Sedimenten der Station SRT2 zu erkennen. Aufgrund der geringeren Individuenzahl sowie des häufigeren Vorkommens von Arten wie *Darwinula stevensoni*, *Cypria ophtalmica* und *Physocypria kraepelini* ist das Altersspektrum der Stationen des Semmlergruppenteiches sowie an den Stationen OT2 und ST1 ausgeglichener (Abb. 3).

Generell ist festzuhalten, dass der Großteil der Ostrakoden zum Zeitpunkt der Probenahme bereits tot war. Es lassen sich jedoch Unterschiede zwischen den einzelnen Teichen feststellen (Abb. 2). Die Anreicherung leerer Carapaces sowie einzelner Klappen wird an den Stationen des Semmlergruppenteiches vor allem durch die hohe Leitfähigkeit gefördert, die eine weitere Anlösung hemmt. Das augenfälligste Unterscheidungsmerkmal zwischen dieser Aquakultur und dem renaturierten Starenteich ist die in letzterem bedeutend höhere Individuenzahl. Eine mögliche Erklärung findet sich in dem Fakt, dass der Starenteich in den letzten zwanzig Jahren keine vollständige Leerung erfahren hat, sondern nur zwischenzeitlich eine Senkung des Wasserspiegels zur Durchführung von Reparaturarbeiten am Damm (persönliche Mitteilung Jürgen Auerswald, 2013). In dieser Zeit konnte sich eine stabile Ostrakodenpopulation bilden, was in den drei Jahren seit dem letzten Abfischen des Semmlergruppenteiches (persönliche Mitteilung Hans-Werner Milkau, 2013) nicht in gleichem Maße möglich war. Zudem sind die Leitfähigkeit und auch der pH-Wert (Station SRT1) im Starenteich vergleichsweise hoch, was eine Anreicherung von Schalen begünstigt. Der erst kurze Zeitraum seit dem letzten Trockenfallen des Oberländerteiches von einem halben Jahr (persönliche Mitteilung Hans-Werner Milkau, 2013) erklärt sowohl die geringe Individuenzahl als auch den größeren Anteil der Lebendfauna. Das Verhältnis von Lebend- zu Totfauna im Straßenteich ist wenig aussagefähig, da nur wenige Exemplare gefunden wurden. Die geringe Leitfähigkeit (vgl. Tab. 2) verursacht hier eine starke Anlösung der Klappen, teilweise bis zur völligen Entkalkung.

5.2 Ökologie

Von den nachgewiesenen Ostrakodenarten sind *Darwinula stevensoni*, *Candona candida*, *Cypria ophtalmica*, *Physocypria kraepelini*, *Cypridopsis vidua*, *Ilyocypris gibba* und *Bradleystrandesia hirsuta* häufig in Fischteichen nachgewiesen (MEISCH 2000, FUHRMANN 2013). Damit sind sieben der bis auf Artniveau bestimmten Ostrakodenarten, also die Mehrzahl der nachgewiesenen Arten, für Fischteiche typisch.

Das Dendrogramm einer Clusteranalyse über die identifizierten Ostrakodentaxa (Abb. 4) zeigt Ähnlichkeiten zwischen den einzelnen Probestellen an. Zunächst ist zu bemerken, dass mit

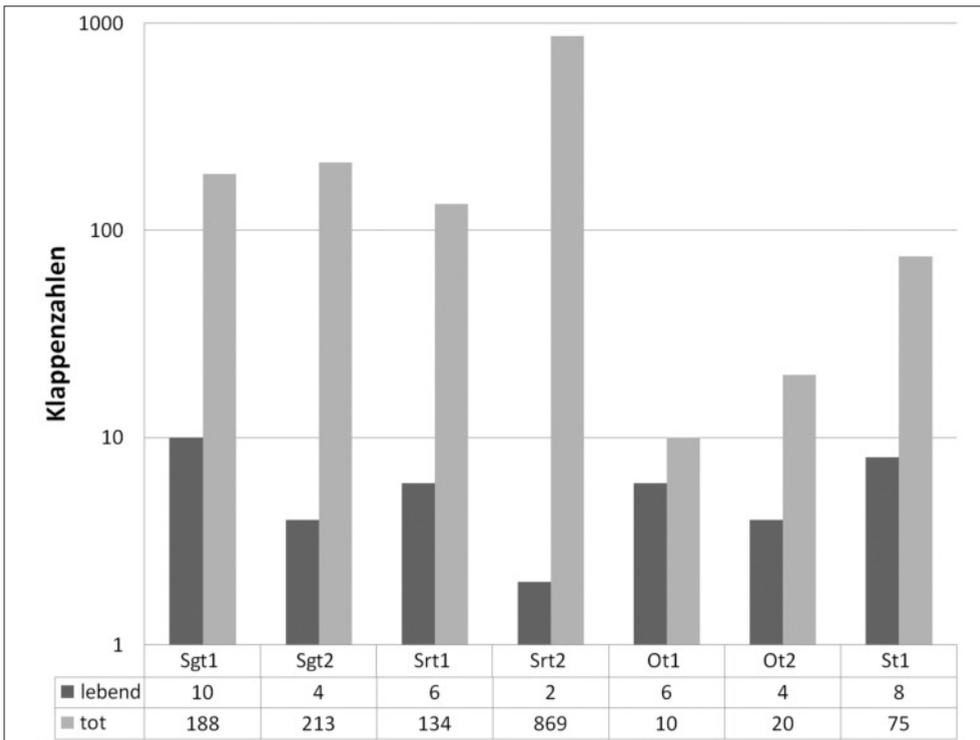


Abb. 2: Gegenüberstellung der Lebend- und Totfauna nach untersuchten Teichen (absolute Klappenzahlen).

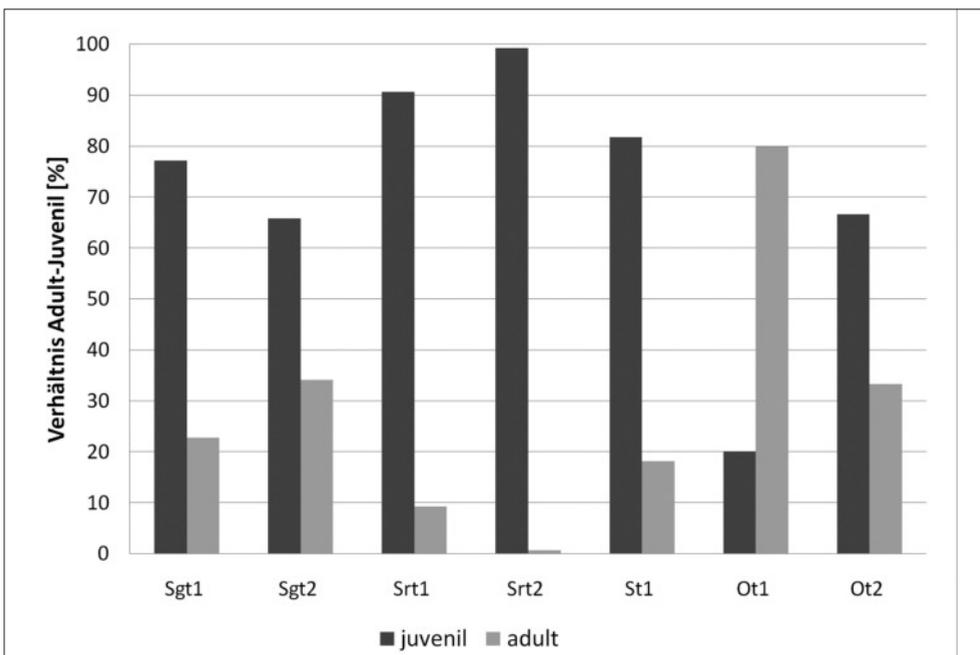


Abb. 3: Adulte und juvenile Ostrakodenklappen in den untersuchten Teichen.

einer Ausnahme Proben gleichen Bewirtschaftungstyps zusammengefasst werden. Die isolierte Position des Straßenteiches findet ihre Begründung in dessen geringer Leitfähigkeit, auf die die Ostrakodentaphozönose durch schlechtere Erhaltung reagiert. Obwohl pro Teich Habitate unterschiedlicher Ausprägung beprobt wurden, werden diese Proben gleicher Gewässer zusammengefasst. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass der bestimmende Faktor für die Ostrakodenverteilung die allgemeinen Eigenschaften des Wasserkörpers und nicht Merkmale der beprobten Habitate sind.

Um auf den Einfluss der Umweltparameter auf die Ostrakodenverteilung zu schließen, wurde eine Hauptkomponentenanalyse über die standardisierten Abundanzen der Ostrakodentaxa und verschiedene Umweltparameter erstellt (Abb. 5). Im Diagramm sind von links nach rechts zunächst die renaturierten Teiche, gefolgt von ökologischen und schließlich intensiven Aquakulturen entlang der Achse der ersten Hauptkomponente angeordnet. Dabei werden die renaturierten Gewässer vor allem durch die Vektoren für die Ablasszeit und für *Pseudocandona* spp. und *Cyclocypris ovum* repräsentiert. *C. ovum* kommt u. a. in Gewässern angereichert mit Eisenoxiden vor (MEISCH 2000), wie wir es auch bei der Probenahme im Starenteich beobachten konnten (Tab. 1). Die Vektoren der Arten *Cypria ophthalmica*, *Candona candida*, *C. neglecta*, *Darwinula stevensoni* und *Sarscypridopsis aculeata* weisen in Richtung der Punkte SGT1 und SGT2. Da es sich hierbei um opportunistische Arten handelt, lässt sich folgern, dass die Umweltbedingungen dieses Teiches für Ostrakoden eine ökologische Herausforderung darstellen, sodass nur ökologisch anpassungsfähige Arten sich dort ansiedeln. Komponente 1 hängt deshalb wahrscheinlich mit der Bewirtschaftung und ihren Begleiterscheinungen wie Organikeintrag durch Fütterung und temporärem Ablassen zusammen, die unter anderem zu einem geringen Sauerstoffgehalt führen, der durch den Vektor O_2 -Konzentration repräsentiert wird. Diese Hauptkomponente beschreibt ca. 30 % der Varianz der Daten. Die Anordnung der Proben entlang der zweiten Hauptkomponente spiegelt abnehmende Anteile organischen Materials (Detritus) im Sediment wider. Hierbei korrelieren lange Zeiträume seit dem letzten Ablassen, wie für renaturierte Teiche typisch, mit geringem Organikeintrag. Dagegen weisen Aquakulturen mit Zufütterungen hohe Organikeinträge auf. Zudem lässt sich die zweite Hauptkomponente durch die Vektoren von *Fabaeformiscandona* spp. und *Cypridopsis vidua* beschreiben, beides Taxa, die in pflanzenreichen Gewässern vorkommen (MEISCH 2000). Die zweite Hauptkomponente, sie erklärt etwa 26 % der Varianz, kann daher mit der Zunahme des Organikanteils im Sediment zusammenhängen. Die von YU et al. (2009) ermittelte Toleranz von *Physocypris kraepelini* gegenüber Ammonium- und Phosphationen konnte im Zuge der vorliegenden Studie nicht überprüft werden, da die Konzentrationen dieser Ionen in den untersuchten Teichen (vgl. Tab. 2) weit unter den von Yu gefundenen, mittleren letalen Dosen von 583,82 mg/l für Ammonium und 3905,46 mg/l für Phosphationen über einen Zeitraum von 96 Stunden lagen.

Um die Signifikanz der Unterscheidung der Ostrakodenassoziationen nach Bewirtschaftungstypen der untersuchten Gewässer zu prüfen, wurde ein SIMPER-Test durchgeführt. Es wird dabei untersucht, welche Taxa vorrangig für die Unterscheidung von Gruppen von Proben verantwortlich sind (HAMMER 2012). Als Kriterium für die Gruppierung wurde für diese Proben der Nutzungscharakter verwendet (Tab. 3). *Cypria ophthalmica* trägt mit 38,1 % zur Unterscheidung von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Teichen bei. Dabei kommt sie in den Sedimenten der bewirtschafteten Teichkultur bedeuten häufiger vor. Als schwimmfähige Art (MEISCH 2000) ist sie in der Lage, dem Sauerstoffmangel am Grund des Fischteiches zu entkommen und in besser durchlüftete Bereiche zu gelangen. Außerdem kann sie leichter über Einstrom von Wasser beim Befüllen zuvor abgelassene Teiche wiederbesiedeln. SCHARF (1997) beobachtete bei der Wiederbesiedlung des bei Braunschweig gelegenen Schapenbruchteiches

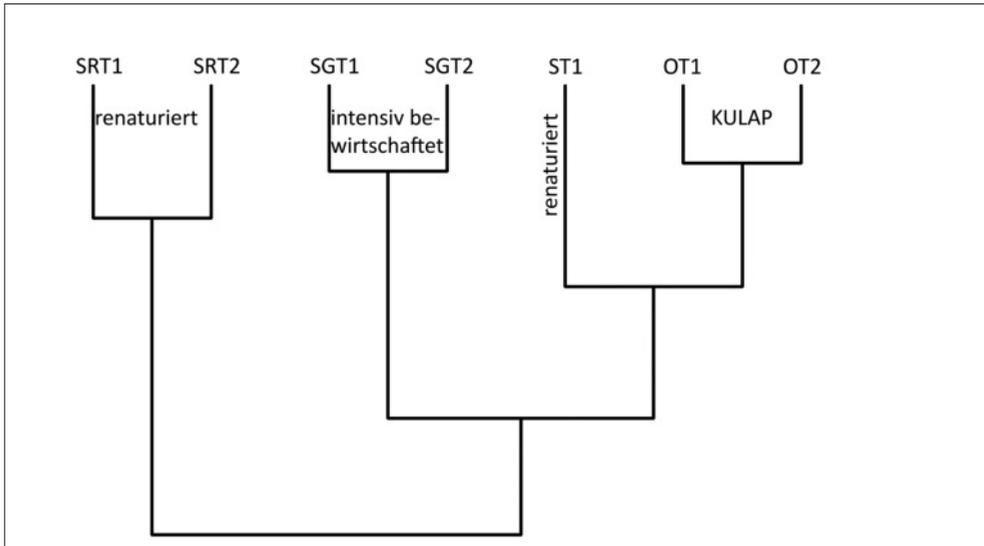


Abb. 4: Dendrogramm einer Cluster-Analyse über eine Matrix aus Probestellen und Abundanzen der identifizierten Ostrakodentaxa (Algorithmus nach WARD). Zur besseren Übersicht sind Teiche gleichen Nutzungscharakters gekennzeichnet. Es lassen sich vier Gruppen unterscheiden

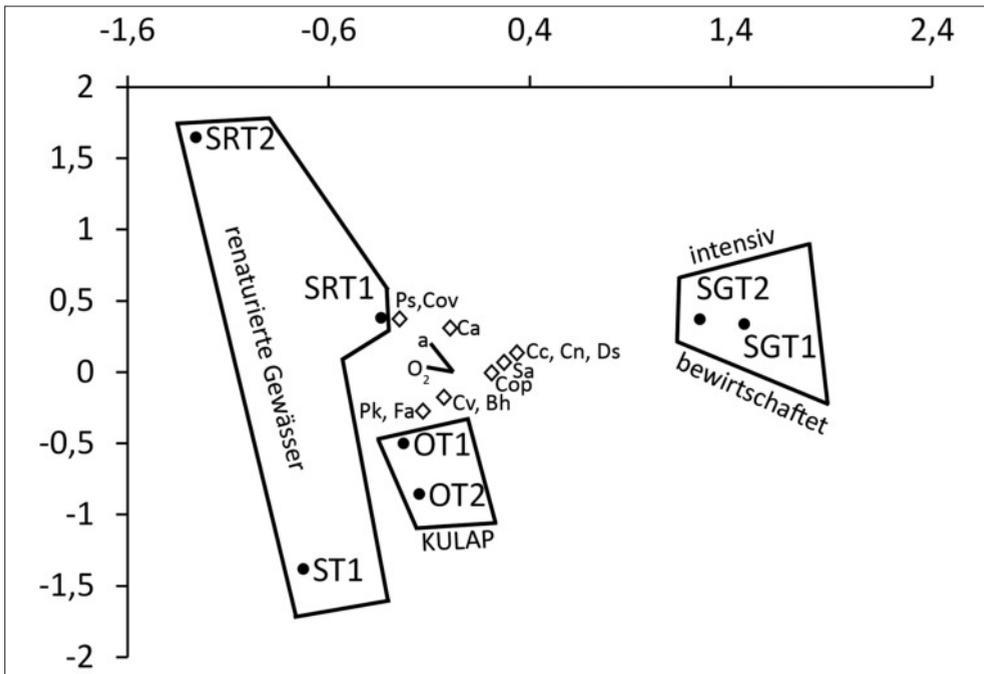


Abb. 5: Hauptkomponentenanalyse über die log-gedämpften Abundanzen der Ostrakoden und Umweltfaktoren (pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration, Zeit nach letztem Ablassen) in den untersuchten Proben. Teiche gleichen Bewirtschaftungstyps sind gekennzeichnet. Die erste Komponente erklärt 30 % der Varianz und repräsentiert die Nutzungsintensität der Aquakulturen. Die zweite erklärt 26 % der Varianz und steht für Organikeintrag in das Sediment.

eine Dominanz schwimmender Arten in den ersten Monaten nach dem Wiederbefüllen. *Candona candida* und *Darwinula stevensoni* bewegen sich im Schlamm wühlend fort und gehören beide zu den opportunistischen Arten. Bei ersterer Art sind die juvenilen Tiere gegen Austrocknung resistent, letztere toleriert auch O₂-Minima und pflanzt sich parthenogenetisch fort (MEISCH 2000). Auf diese Weise sind beide Arten in der Lage, auch unter den schwierigen Lebensbedingungen am Grund eines intensiv genutzten Fischteiches zu überleben. Bei *C. candida* zeichnet sich jedoch an der mittleren Häufigkeit ab, dass sie die günstigeren Bereiche eines renaturierten Teiches bevorzugt (Abb. 3)

Die schon für Tab. 3 angesprochen Tendenzen sind für die Gegenüberstellung von intensiver und ökologischer Fischzucht noch markanter (Tab. 4). Die Erklärung hierfür liegt in der Tatsache, dass der Oberländerteich als ökologische Kultur erst ein halbes Jahr vor der Beprobung aus der Sömmerung wieder befüllt wurde (persönliche Mitteilung Hans-Werner Milkau, 2013), sodass sich erst wieder eine stabile Population bilden musste. Exemplare der hier dominierenden Art *Cypria ophthalmica* wanderten wahrscheinlich über die Zuläufe aus den höher gelegenen Teichen ein, wühlende Arten konnten jedoch noch nicht in ausreichender Zahl durch Fischbesatz oder Vögel eingebracht werden.

5.3 Schlussfolgerungen

Unterschiedliche Nutzungsformen der Teiche lassen sich anhand der Ostrakodenassoziationen differenzieren. Hierfür kann das unterschiedlich häufige Auftreten opportunistischer und schwimmfähiger Arten genutzt werden. So konnte für den Oberländerteich, der erst ein halbes Jahr vor der Probenahme wieder befüllt wurde, eine Dominanz der schwimmenden und anpassungsfähigen Arten *Cypria ophthalmica* und *Cypridopsis vidua* festgestellt werden. Schwimmfähigkeit, Trockenheitsresistenz von Eiern und Tieren sowie hohe ökologische Anpassungsfähigkeit (MEISCH 2000) sind Eigenschaften, die die beiden genannten Arten als Pioniere der Wiederbesiedlung von Fischteichen herausstellen. Bei der Untersuchung historischer Sedimente sollte auf Taxa mit ähnlichen Eigenschaften geachtet werden, da sie abgelassene Teiche zuerst wiederbesiedeln.

Tab. 3: Vergleich zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Teichen anhand der Abundanzen von Ostrakodentaxa (SIMPER-Test). Nur die drei für die Unterscheidung wichtigsten Taxa sind aufgelistet.

Taxon	Mittlere Unähnlichkeit	Beitrag [%]	Mittlere Abundanz, bewirtschaftet	Mittlere Abundanz, unbewirtschaftet
<i>C. ophthalmica</i>	30,2	38,1	14,00	0,57
<i>Candona</i> , juv.	27,6	34,7	8,46	18,20
<i>D. stevensoni</i>	17,6	22,2	9,68	0,05

Tab. 4: Vergleich zwischen intensiv und in ökologischer Fischzucht bewirtschafteten Teichen anhand der Abundanzen von Ostrakodentaxa (SIMPER-Test). Nur die drei für die Unterscheidung wichtigsten Taxa sind aufgelistet.

Taxon	Mittlere Unähnlichkeit	Beitrag [%]	Mittlere Abundanz, intensiv bewirtschaftet	Mittlere Abundanz, ökologische Fischzucht
<i>C. ophthalmica</i>	26,0	36,6	14,00	7,96
<i>Candona</i> , juv.	20,2	28,5	8,46	0,04
<i>D. stevensoni</i>	19,7	27,8	9,68	0,00

6 Danksagungen

Wir danken der Unteren Naturschutzbehörde des Saale-Orla-Kreises sowie der Thüringer Landesgesellschaft mbh für die Genehmigung zur Durchführung der Probenahme innerhalb des Naturschutzgebietes. Herrn Hans-Werner Milkau danken wir für die Erlaubnis zur Beprobung der von ihm gepachteten Teiche, wie auch für die umfassenden Informationen über Zufütterung und Nutzung der Gewässer. Unser Dank gilt zudem Herrn Jürgen Auerswald des NABU Arbeitskreises Teichgebiet Dreba-Plöthen e.V. für seine Informationen zur Nutzung des Straßenteiches und Starenteiches in den letzten zwanzig Jahren. Herrn Sascha Fürstenberg und Frau Lailah Gifty Akita möchten wir für die tatkräftige Unterstützung während der Probenahme und der ersten Sichtung des Materials herzlich danken. Besonderer Dank gilt zudem Frau Heike Nowak für die Herstellung des Kontaktes zwischen den Autoren und die kontinuierliche koordinierende und vermittelnde Unterstützung.

7 Literatur

- CASTELÁN, H.Q.; JAVIER, C.M.; RODRÍGUEZ, J.G.; ASTUDILLO, F.I.M. & VARGAS, M.D. (2009): Análisis de los componentes zoobentónicos en un bordo temporal utilizado para acuicultura extensiva en Norte del Estado de Guerrero, México. – *Revista Electrónica de Veterinaria* **10** (4): 1-47.
- CREMER, M.C. & SMITHERMAN, R.O. (1980): Food Habitats and Growth of Silver and Bighead Carp in Cages and Ponds. – *Aquaculture* **20**: 57-64.
- FRENZEL, P.; MATZKE-KARASZ, R. & VIEHBERG, F.A. (2006): Muschelkrebse als Zeugen der Vergangenheit. – *Biologie unserer Zeit* **36** (2): 102-107.
- FUHRMANN, R. (2013): Atlas quartärer und rezenter Ostrakoden Mitteleuropas. – *Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen* **15**: 320 S.
- FUYIOKA, Y.; SHIMODA, T. & SRITHONG, C. (2007): Diversity and Community Structure of Macrobenthic Fauna in Shrimp Aquaculture Ponds of the Gulf of Thailand. – *Japan Agricultural Research Quarterly* **41** (2): 163-172.
- HAMMER, Ø. (2012): Paleontological Statistics Reference Manual. [<http://www.nhm2.uio.no/norlex/past/pastmanual.pdf>] angesehen: 22.8.2013.
- MEISCH, C. (2000): Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe. – In: SCHWOERBEL, J. & ZWICK, P. (Hrsg.), Süßwasserfauna von Mitteleuropa: Bd. 8 Crustacea. 1, H.3 Ostracoda. – Springer, Heidelberg/Berlin.
- SCHARF, B. W. (1997): Auswirkungen der Wasserstandsabsenkung 1992/93 im Schapenbruchteich (Naturschutzgebiet Riddagshausen bei Braunschweig) auf Muschelkrebse (Crustacea, Ostracoda). – *Braunschweiger naturkundliche Schriften* **5** (2): 335-342.
- USHA, R.; RAMALINGAM, K. & BHARATHIRAJAN, U.D. (2006): Freshwater Lakes – A potential source for aquaculture activities – A model study on Perumal lake, Cuddalore, Tamil Nadu. – *Journal of Environmental Biology* **27** (4): 713-722.
- WISSING, F.-N.; HERRIG, E. & REICH, M. (1999): Arbeitstechniken der Mikropaläontologie. – Enke, Stuttgart.
- YU, N.; CHEN, S.; LI, E.; CHEN, J. & CHEN, L. (2009): Tolerance of Physocypria kraepelini (Crustacea, Ostracoda) to water-borne ammonia, phosphate and pH value. – *Journal of Environmental Sciences* **21**: 1575-1580.

Eingegangen am 21.10.2013

CHRISTOPHER GEMEINHARDT
Neumarkt 23
D-07907 Schleiz
Email: christopher.gemeinhardt@yahoo.de

PD Dr. PETER FRENZEL
Institut für Geowissenschaften der Friedrich-Schiller-Universität Jena
Burgweg 11
D-07749 Jena
Email: peter.frenzel@uni-jena.de