

Einschätzung der fischökologischen Bedeutung urbaner Kleingewässer am Beispiel der Stadt Bremen

The ecological significance of small urban waters for fish biodiversity shown using the example of the city of Bremen

Heiko Brunken^{1*}, Lasse Rennebeck², Alexander Seggelke³ & Angela Verwold¹

^{1,4}Hochschule Bremen, Neustadtswall 30, D-28199 Bremen, heiko.brunken@hs-bremen.de (korrespondierender Autor), angela.verwold@hs-bremen.de

²Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Fachbereich „Fischereiökologie“, Heinsberger Straße 53, 57399 Kirchhundem-Albaum, lasse.rennebeck@lanuv.nrw.de

³Am Speicher 7, 10245 Berlin, a.seggelke@dafv.de

Zusammenfassung: Die Bedeutung urbaner Kleingewässer als Lebensraum für Fische ist bisher kaum untersucht. Im inneren Stadtgebiet von Bremen wurden in zwei Befischungsserien (Herbst 2012, Frühjahr 2013) 17 städtisch geprägte Kleingewässer befischt. Nachgewiesen wurden 16 Arten mit insgesamt 3.071 Individuen (im Mittel Herbst/Frühjahr 0,35 Fische/m²). Dominierend waren indifferente (Habitat) oder phyto-lithophile bzw. phytophile (Reproduktion) Arten. Die häufigste Art war das Rotauge *Rutilus rutilus* (51,4 %), gefolgt von Zwergstichling *Pungitius pungitius* (12,5 %) und Gründling *Gobio gobio* (11,4 %, jeweils bezogen auf den Gesamtfang). Die Art mit der weitesten Verbreitung (an 11 von 16 Probestellen) war der Hecht *Esox lucius*. Mit dem Steinbeißer *Cobitis taenia* wurde eine Art des Anhangs II FFH-Richtlinie nachgewiesen. Auch wenn Herbst- und Frühjahrsbefischung insgesamt ähnliche Ergebnisse zeigten, waren die räumlichen und zeitlichen Verbreitungsmuster sehr heterogen. Im Vergleich mit den naturschutzfachlich und fischkundlich bedeutsamen Gewässersystemen in den NATURA 2000-Gebieten im Bremer Grünlandgürtel war die Fischfauna nur unwesentlich artenärmer. Defizite waren bei bestimmten auentypischen Arten festzustellen. Insgesamt zeigte das Gewässersystem ein hohes fischökologisches Potenzial, welches bei zukünftigen Maßnahmen zur innerstädtischen Grünflächenentwicklung („green spaces“ und „blue spaces“) in Zusammenarbeit zwischen Naturschutz, Wasserwirtschaft und Stadtentwicklung gezielt gefördert werden sollte.

Schlüsselwörter: Urbane Gewässer, Fischfauna, Gräben, Stadtentwicklung, Auenökologie, „urban blue spaces“

Summary: The importance of small urban water bodies as a habitat for fish has hardly been investigated to date. In the inner city of Bremen, 17 small urban waters were fished in two fishing series (autumn 2012, spring 2013). 16 species with a total of 3,071 individuals (average 0.35 ind./m²) were found. The dominant species were indifferent (habitat) or phyto-lithophilic or phytophilic (reproduction) species. The most common species was the roach *Rutilus rutilus* (51.4%), followed by the dwarf stickleback *Pungitius pungitius* (12.5%) and the gudgeon *Gobio gobio* (11.4%, based on total catch). The species with the widest distribution (11 out of 16 samples) was the pike *Esox lucius*. A species listed in Annex II of the Habitats Directive has been identified with the spined loach *Cobitis taenia*. Although autumn and spring fishing showed similar results, the spatial and temporal distribution patterns were very heterogeneous. In comparison with the nearby ditch-wetland areas in the NATURA 2000-sites, which are important for nature conservation and fish species conservation, the fish fauna was only marginally species-poorer. Deficits were observed in certain typical floodplain species. Overall, the water system showed a high fish ecological potential, which should be specifically promoted in future measures for inner city green space development (“blue spaces”) in cooperation between nature conservation, water management and urban development.

Key words: Urban water bodies, fish survey, ditches, urban development, floodplain ecology, urban blue spaces

1. Einleitung

Die Bedeutung urbaner Landschaften für den Erhalt der biologischen Vielfalt rückt zunehmend in das öffentliche Interesse. Begriffe wie „urban gardening“ oder „Wilde Tiere in der Stadt“ erreichen mittlerweile größere Bevölkerungsgruppen und sind Gegenstand zahlreicher Projekte und Forschungsarbeiten (WU 2014; VAN DEN BOSCH & SANG 2017; HEGETSCHWEILER et al. 2017). DUNN et al. (2006: S. 1815) postulieren, „dass die Zukunft Tausender von Arten und vieler Ökosysteme in der Naturlandschaft davon abhängt, dass Stadtbewohner in der Lage sind, in Interaktion mit der urbanen Natur zu treten“, und betonen: „Wenn das Schicksal der Natur von unserem Verhältnis zur städtischen Natur abhängt, ist nicht alles verloren, aber wir müssen genauer überlegen, wie wir mit der städtischen Natur umgehen, sie erhalten und interagieren.“ Was für Parks und Grünanlagen heute selbstverständlich ist, sollte auch für die biologische Vielfalt unter der Wasseroberfläche gelten. In Bremen stellen wir zwar fest, dass so manche Gewässerökosysteme hinsichtlich der Fischfauna relativ gut untersucht sind, wie z.B. die Grabensysteme in den NATURA 2000-Gebieten im Bremer Grünlandgürtel (SCHOLLE 2001; BRUNKEN 2010) oder die größeren Fließgewässer wie Weser und Wümme (BUSCH et al. 1988; SCHEFFEL & SCHIRMER 1991; SCHUCHARDT et al. 1993; SCHEFFEL & SCHIRMER 1997; BRUNKEN et al. 2012a; BRUNKEN & WOLTMANN 2014). Daneben existieren in Bremen aber noch „ungezählte“ Kilometer von innerstädtischen Entwässerungsgräben, Pumpgräben, Sielzügen oder größeren Fleeten, die bislang in keiner Weise auf ihre Bedeutung für die Fischfauna untersucht worden sind. Sie unterliegen keinem Befischungsdruck durch Angelaktivität und werden offensichtlich auch nicht durch fischereiliche Besatzmaßnahmen beeinflusst. Diese, von ihrem naturkundlichen Eindruck her auf den ersten Blick „unattraktiven“ Gewässersysteme befinden sich in Bremen überwiegend in den früheren Überflutungsräumen der Weser, liegen also in ehemaligen Auen- oder Marschenflächen. In den umgebenden NATURA 2000-Flächen

konnte gezeigt werden, dass die dortigen Grabensysteme zumindest in bestimmten Aspekten als Auensekundärlebensräume gelten können, wie insbesondere die dortigen, überregional bedeutsamen Vorkommen von Schlammpeitzger, Steinbeißer, Karause oder Bitterling deutlich machen (SCHOLLE et al. 2003; REITEMEYER et al. 2010; BRUNKEN et al. 2012b). So lag der Gedanke nahe, auch die übrigen, „vergessenen“ innerstädtischen Kleingewässer auf ihre Fischfauna zu untersuchen. Mit der vorliegenden Arbeit sollen erste Ergebnisse zum Arteninventar und zur ökologischen Einordnung dieser urbanen Kleingewässer in Bremen vorgestellt werden, um schließlich mit den Daten weitere Schutz- und Entwicklungskonzepte für die aquatischen Ökosysteme und ihre Fischfauna anzugehen.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Gebiet der Stadt Bremen liegt am Übergang von der Mittelweser zur tidebeeinflussten Unterweser, ober- bzw. unterhalb des Tidewehrs Hemelingen. Das Stadtgebiet hat Anteil an den naturräumlichen Einheiten Watten und Marschen, Stader Geest und Weser-Aller-Flachland; die Probestellen liegen in der Teileinheit „Bremer Wesermarsch“ und in der „Hammewümme-Marsch“ (SB-1); vorherrschende Böden sind Kleimarsch und Niedermoor mit Kleimarschauflage (SUBV 2016). Etwa 85 % des Bremischen Stadtgebietes sind überflutungsfährdet, was jedoch durch ein System aus Deichen und Entwässerungsanlagen verhindert wird (SUCKAU & HORSTMANN 2017). Die hier untersuchten Gewässer (Abb. 1, Tab. 1, 2) sind Teil dieses innerstädtischen, im Bereich mehr oder weniger geschlossener Bebauung liegenden Entwässerungssystems. Die innerstädtischen Gewässer stehen über Siel- und Schöpfbauwerke oder freifließend dauerhaft oder zeitweise mit dem die Kernstadt umgebenden Grünlandgürtel in Verbindung. Diese sind, nicht zuletzt wegen des Vorkommens von Steinbeißer und Schlammpeitzger, großflächig als NATURA 2000-Gebiete ausgewiesen (SUBV 2015).

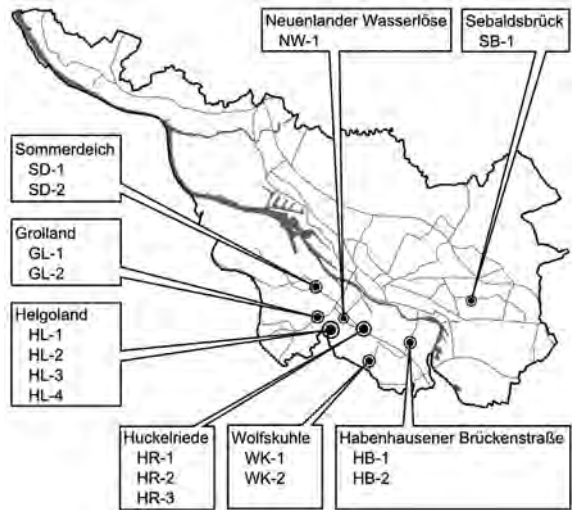


Abb. 1: Lage der Probestellen im Stadtgebiet von Bremen.

Fig. 1: Location of the test sites in the urban area of Bremen.

2.2 Methoden

Es wurden insgesamt 17 Probestrecken in acht Teilgebieten in zwei Probenahmeserien jeweils einmal im Herbst 2012 (Oktober/November) und einmal im Frühjahr 2013 (Mai/Juni) befischt (Tab. 1). Bei den Untersuchungen im Herbst und im Frühjahr wurden jeweils die identischen Strecken und Stre-

ckenlängen untersucht. Ausgewählt wurden Gewässerabschnitte in typisch urbaner Lage sowohl im Nahbereich von Siedlungs- oder Verkehrsflächen als auch innerhalb von Kleingartenanlagen. Bei der Probestellenauswahl wurde versucht, die unterschiedlichen Aspekte der Gewässer zu berücksichtigen (Abb. 2). Alle Probestrecken waren fischereilich nicht verpachtet und auch nach Kenntnis der Ört-

Tab. 1: Bearbeitungsgebiete und Probestrecken der Befischungen im Herbst 2012 und im Frühjahr 2013. Die Koordinaten (angegeben in WGS84 dezimal) beziehen sich auf die Streckenmittelpunkte. PS = Probestelle, KG = Kleingartengebiet.

Tab. 1: Study areas and test sections of the fisheries in autumn 2012 and spring 2013. The coordinates (given in WGS84 decimal) refer to the central points of the sections. PS = test site, KG = allotment garden area.

Gebiet	PS	Datum		PS Abmessungen		Koordinaten	
		Herbst	Frühjahr	Länge [m]	Breite [m]	Breite	Länge
Grolland	GL-1	08.11.12	28.05.13	100	4,0	53.061864	8.761887
	GL-2	08.11.12	28.05.13	30	3,0	53.059489	8.762323
Habenhausen	HB-1	15.11.12	28.05.13	100	3,0	53.048638	8.847572
	HB-2	15.11.12	28.05.13	100	3,8	53.045115	8.844920
KG Helgoland	HL-1	26.10.12	21.05.13	100	2,0	53.056022	8.775996
	HL-2	26.10.12	21.05.13	100	4,0	53.055933	8.774566
	HL-3	30.10.12	21.05.13	100	3,0	53.051404	8.772035
	HL-4	30.10.12	21.05.13	100	1,7	53.052829	8.773455
Huckelriede	HR-1	06.11.12	23.05.13	40	2,0	53.054748	8.805850
	HR-2	06.11.12	23.05.13	40	1,5	53.055132	8.803517
	HR-3	06.11.12	23.05.13	100	2,6	53.053707	8.802922
Neuenlander Wasserlöse	NW-1	26.10.12	23.05.13	100	3,8	53.059973	8.785551
Sebaldsbrück	SB-1	13.11.12	10.07.13	100	5,0	53.069773	8.902038
Sommerdeich	SD-1	10.11.12	06.06.13	80	1,7	53.076409	8.761977
	SD-2	10.11.12	06.06.13	70	3,4	53.078231	8.758754
Wolfskuhle	WK-1	01.11.12	23.05.13	100	1,5	53.037209	8.809865
	WK-2	01.11.12	23.05.13	100	2,8	53.036236	8.808069

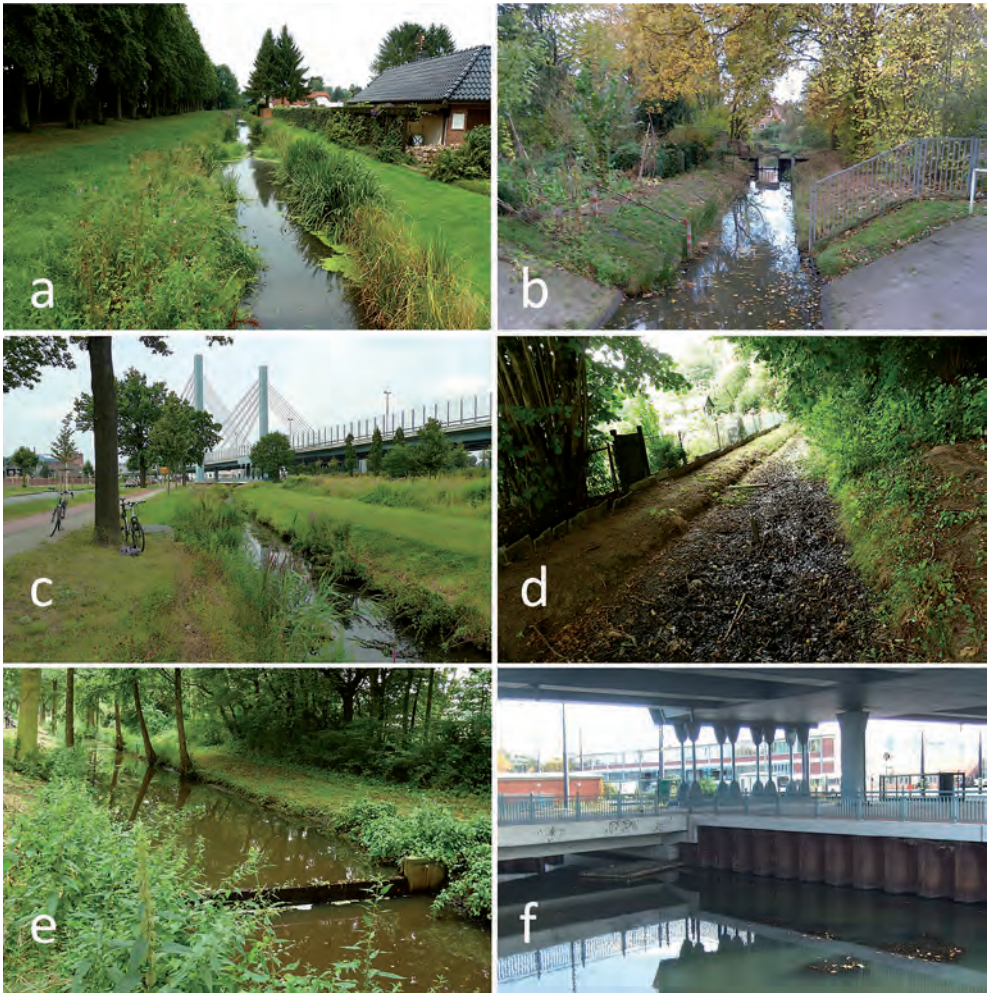


Abb. 2: Charakteristische Ansichten der Probestellen. **a** Am Siedlungsrand. **b** Brückenbereich und Absperrbauwerk. **c** Autobahnring. **d** Ausgetrocknetes Gewässer. Situation einige Wochen nach Beprobung. Temporärer Lebensraum vom Zwergstickleing. **e** Ausbreitungshindernis in Parkanlage. **f** Technische Verbauung im Verkehrsbereich angrenzend an NW-1.

Fig. 2: Characteristic views of the test sites. **a** At the edge of the settlement. **b** Bridge area and barrier structure. **c** Motorway ring. **d** Dried-up water body. Situation a few weeks after sampling. Temporary habitat of the dwarf stickleback. **e** Obstacle to dispersal in park. **f** Technical construction in the traffic area near NW-1.

lichkeit ohne jegliche fischereiliche Nutzung z.B. durch Besatz oder Angeltätigkeit. Die maximale Breite lag bei 5 Meter (Durchschnitt 2,9 m). Die Wassertemperaturen während der Befischungen lagen im Herbst bei 5,5-10,5 °C und im Frühjahr bei 12-18,6 °C (bei Nachuntersuchungen im Sommer 22,6-25,5 °C). Die Werte für die Leitfähigkeit betragen 160-852 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Soweit möglich, wurden Strecken von 100 m Länge befischt, bei kleineren Wasserkörpern entsprechend weniger (Tab. 1). Die Fischerei wurde waten mit dem Elektrofischereigerät IG200/2 (Fa. Hans Grassl GmbH, Schönau am Königssee) mit jeweils einem Durchgang (single-pass) durchgeführt. Dabei wurde stets gegen ein Hindernis, z.B. Gewässerende oder Sohlschwelle, gefischt, falls nicht vorhanden,

Tab. 2: Charakterisierung der Probestrecken (PS). Bei allen Gewässern handelt es sich um Gräben. Beschattung durch Bäume und technische Bauwerke, angegeben in senkrechter Projektion von oben auf das Gewässer.
Tab. 2: Characterization of the test sections (PS). All waters are ditches. Shading by trees and technical structures, indicated in vertical projection from above onto the water body.

Gebiet	PS	Umfeld	Beschreibung	Deckung submerser Vegetation	Beschattung
Großland	GL-1	Einfamilienhäuser, Parkanlagen	unbeschatteter, unbefestigter Entwässerungsgraben mit begleitender Hochstaudenflur und Röhrichtbeständen	20%	0%
	GL-2	Gärten, Verkehrsanlagen	befestigter Entwässerungsgraben mit Uferfaschinen, z.T. mit Verbundsteinen; ein Absperschütz	0%	60%
Habenhausen	HB-1	Verkehrsanlagen	unbefestigter Entwässerungsgraben mit einem schmalen Saum aus Uferföhricht (<i>Glyceria maxima</i>) und ansonsten gemähter Böschung	0%	0%
	HB-2	Verkehrsanlagen	unbefestigter Entwässerungsgraben mit einem schmalen Saum aus Uferföhricht (<i>Glyceria maxima</i>) und ansonsten gemähter Böschung	20%	0%
KG Helgoland	HL-1	Kleingartengebiet	strukturreicher, schmaler Entwässerungsgraben mit dichter überhängender Ufervegetation (<i>Calyptegia sepium</i> , <i>Epilobium hirsutum</i> , <i>Salix</i> spec., <i>Carex</i> spec.)	10%	40%
	HL-2	Kleingartengebiet, Grünanlagen	unbefestigter Entwässerungsgraben mit strukturreicher, durch Hochstauden und Uferföhrichte gegliederter Uferzone	70%	0%
	HL-3	Kleingartengebiet, parallel Hochwasserschutzdeich	schmäler, von über das Gewässer ragender Vegetation (<i>Phragmites australis</i> , <i>Salix</i> spec.) kaum zugänglicher Entwässerungsgraben	10%	20%
	HL-4	Kleingartengebiet	schmäler, von über das Gewässer ragender Vegetation (<i>Phragmites australis</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Rumex</i> spec., <i>Salix</i> spec.) kaum zugänglicher Entwässerungsgraben	0%	50%
Huckelriede	HR-1	Parkanlage, Kleingartengebiet	sehr flacher, nahezu vegetationsfreier Entwässerungsgraben ohne nennenswerte Ufer- und Sohlenstruktur, starker Laubcintrag, periodisch austrocknend	0%	80%
	HR-2	Kleingartengebiet	teichartig erweiterter, von Bäumen umstandener Grabenabschnitt	0%	90%
	HR-3	baumbestandene Parkanlage	unbefestigter, sehr flacher Entwässerungsgraben, Sohle vollständig aus kaum zersetztem Laub bestehend, nahezu geschlossene Wasserlinsendecke (<i>Lemma</i> spec.)	0%	95%
Neuenländer Wasserlöse	NW-1	Verkehrsanlagen	befestigter (Uferfaschinen) Entwässerungsgraben, teilweise überhängende Böschungsvegetation	80%	10%
Sebaldsbrück	SB-1	Parkanlage	strukturärmer, baumbestandener Entwässerungsgraben mit starker Wassertrübung (Verockerung), kleine Bereiche mit Teichrosen (<i>Najas lutea</i>)	0%	75%
Sommerdeich	SD-1	Parkanlage, Kleingartengebiet	befestigter (Uferfaschinen) Entwässerungsgraben mit starker Wassertrübung (Verockerung), zum Teil überhängendes Ufergebüsch (<i>Rosa</i> spec., div. Sträucher)	0%	60%
	SD-2	Parkanlage, Kleingartengebiet	befestigter (Uferfaschinen) Entwässerungsgraben mit starker Wassertrübung (Verockerung), zum Teil überhängendes Ufergebüsch (div. Sträucher)	0%	70%
Wolfskuhle	WK-1	Kleingartengebiet	durch Uferstauden und Röhrichte (<i>Spartanium</i> spec., <i>Carex</i> spec., <i>Sagittaria sagittifolia</i>) stark strukturierter Entwässerungsgraben	70%	0%
	WK-2	Kleingartengebiet	durch Röhrichte und Teichrosenfelder (<i>Najas lutea</i>) stark strukturierter Entwässerungsgraben, zum Teil geschlossene <i>Lemma</i> -Bedeckung	20%	0%

wurde ein Absperrnetz gesetzt. Die Fische wurden zwischengehärtet, bis zur Art bestimmt und nach dem Vermessen (TL, auf den Zentimeter abgerundet) umgehend ins Gewässer zurückgesetzt. Die Nomenklatur folgt FREYHOF (2009), die Einteilung in ökologische Gülden DUSSLING & BLANK (2004, zit. in MOSCH 2008).

3. Ergebnisse

Insgesamt wurden in beiden Befischungsserien 16 Arten mit 3.071 Individuen gefangen (Tab. 3, Abb. 3). Mit 51,4 % (n = 1.577) war das Rotaugel in beiden Befischungen die zahlenmäßig dominante Art. Die zweithäufigste Art

Tab. 3: Arten und Individuenzahlen gesamt, im Herbst 2012 und im Frühjahr 2013.

Tab. 3: Species and individual numbers in total, autumn 2012 and spring 2013.

Art	Gesamt		Herbst 2012		Frühjahr 2013	
	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil	Anzahl	Anteil
Rotauge <i>Rutilus rutilus</i>	1.577	51,4%	1.111	63,1%	466	35,6%
Zwergstichling <i>Pungitius pungitius</i>	385	12,5%	145	8,2%	240	18,3%
Gründling <i>Gobio gobio</i>	350	11,4%	159	9,0%	191	14,6%
Flussbarsch <i>Perca fluviatilis</i>	183	6,0%	63	3,6%	120	9,2%
Güster <i>Blicca bjoerkna</i>	113	3,7%	74	4,2%	39	3,0%
Hecht <i>Esox lucius</i>	103	3,4%	63	4,0%	40	3,1%
Steinbeißer <i>Cobitis taenia</i>	98	3,2%	15	0,9%	83	6,3%
Brasse <i>Abramis brama</i>	89	2,9%	56	3,2%	33	2,5%
Moderlieschen <i>Leucaspis delineatus</i>	51	1,7%	5	0,3%	46	3,5%
Aland <i>Leuciscus idus</i>	36	1,1%	15	0,9%	21	1,6%
Rotfeder <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	36	1,1%	30	1,7%	6	0,5%
Schleie <i>Tinca tinca</i>	35	1,1%	15	0,9%	20	1,5%
Aal <i>Anguilla anguilla</i>	8	0,3%	3	0,2%	5	0,4%
Giebel <i>Carassius gibelio</i>	4	0,1%	4	0,2%	0	0%
Kaulbarsch <i>Gymnocephalus cernua</i>	2	0,1%	1	0,1%	1	0,1%
Döbel <i>Squalius cephalus</i>	1	0,03%	1	0,1%	0	0%
Summen	3.071	100 %	1.760	100%	1.311	100%

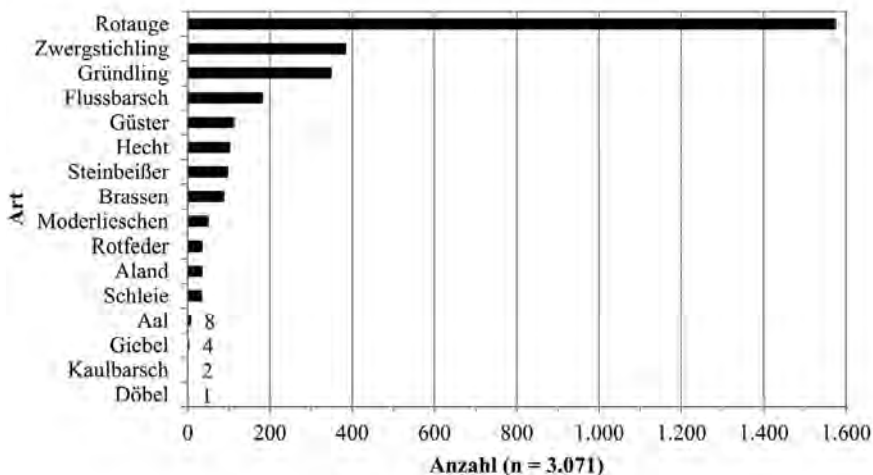


Abb. 3: Gesamtfangs (n = 3071) aus 17 Probestrecken in urbanen Bremer Kleingewässern während der Untersuchungen im Herbst 2012 und im Frühjahr 2013.

Fig. 3: Total catch (n = 3071) from 17 test sections in urban Bremen small waters during the investigations in autumn 2012 and spring 2013.

mit 12,5 % (n = 385) war der Zwergstichling, gefolgt vom Gründling mit 11,4 % (n = 350). Die Fanganteile der weiteren Arten lagen jeweils unter 10 %, bezogen auf den Gesamtfang. Die Dominanzstrukturen waren im Vergleich

zwischen Herbst- und Frühjahrsbefischung in etwa gleich (Abb. 4). Auch die Fangzahlen insgesamt lagen im Vergleich untereinander in der gleichen Dimension, im Vergleich zum Herbst wurden im darauffolgenden aber

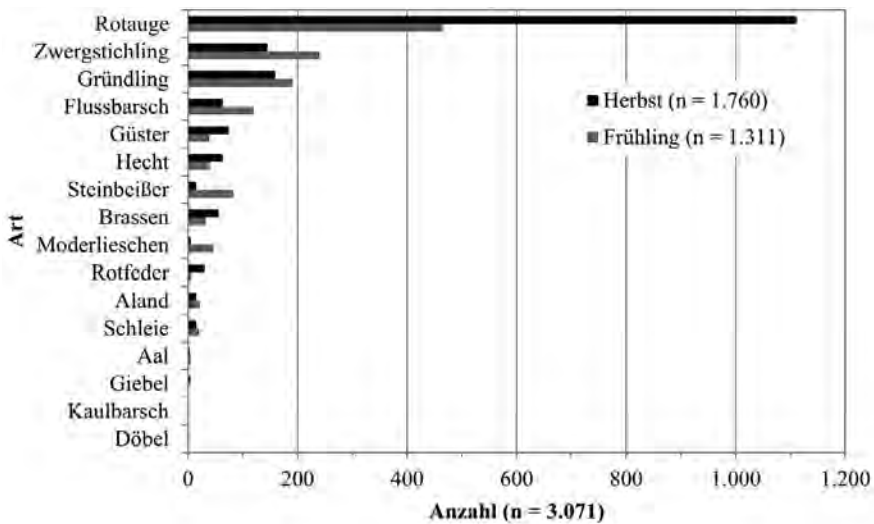


Abb. 4: Gesamtfang (n = 3071) aus 17 Probestrecken in urbanen Bremer Kleingewässern, aufgeteilt in Herbst 2012 (n = 1760) und Frühling 2013 (n = 1311).

Fig. 4: Total catch (n = 3071) from 17 test sections in urban Bremen small waters, divided into autumn 2012 (n = 1760) and spring 2013 (n = 1311).

Tab. 4: Vorkommen der Arten an den jeweiligen Probestellen. Angegeben sind die Individuenzahlen im Frühjahr/im Herbst. Präsenz bezogen auf die Summe der Probestellen (n = 17).

Tab. 4: Occurrence of the species at the respective sampling sites. The numbers of individuals are given in spring/autumn. Presence related to the sum of the sample sites (n = 17).

Art	GL-1	GL-2	HB-1	HB-2	HL-1	HL-2	HL-3	HL-4	HR-1	HR-2	HR-3	NW-1	SB-1	SD-1	SD-2	WK-1	WK-2	Präsenz
Aal	1/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/2	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	3/0	0/0	0/0	4
Aland	3/0	0/8	0/0	0/3	0/0	7/0	2/1	1/0	0/0	0/0	0/0	2/3	0/0	0/0	6/0	0/0	0/0	8
Brassen	0/0	2/0	3/0	7/0	0/0	4/6	7/50	10/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	6
Döbel	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1
Flussbarsch	40/23	3/7	0/2	2/0	15/6	29/13	18/10	9/2	0/0	0/0	0/0	3/0	0/0	0/0	1/0	0/0	0/0	10
Giebel	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/4	0/0	0/0	0/0	1
Gründling	3/13	3/21	0/0	0/0	32/28	0/1	35/19	99/58	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	19/19	0/0	0/0	7
Güster	0/0	0/27	0/0	0/0	0/0	3/0	20/35	16/12	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	4
Hecht	14/9	0/2	4/16	4/11	4/3	4/6	0/0	0/2	0/0	0/0	0/0	7/3	1/5	0/0	0/0	2/3	0/3	11
Kaulbarsch	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2
Moderlieschen	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	2/0	1/0	0/0	0/0	0/0	0/0	6/5	30/0	0/0	7/0	0/0	0/0	5
Rotaugen	115/3	2/487	0/0	4/10	59/16	120/205	52/47	50/36	0/0	0/0	0/0	48/250	13/57	0/0	3/0	0/0	0/0	10
Rotfeder	0/1	0/1	0/1	0/0	0/0	0/3	1/18	4/0	0/0	0/0	0/0	1/0	0/6	0/0	0/0	0/0	0/0	8
Schleie	0/0	0/0	5/0	3/2	0/0	0/0	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/0	2/0	7/10	2/1	7
Steinbeißer	0/0	0/0	0/0	1/0	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	81/14	0/0	0/0	3
Zwergstichling	1/0	3/0	0/0	0/0	1/1	0/0	0/0	0/0	5/11	0/5	9/86	0/0	0/0	0/0	81/0	139/34	1/8	9
Summe	226	566	31	47	165	403	320	305	16	5	95	328	114	4	236	195	15	

deutlich trockeneren Frühjahr noch 74,5 % der Individuenzahlen gefangen. Die Art mit der weitesten Verbreitung war der Hecht. Er wurde an 11 von 16 Probestellen nachgewiesen. Rotaugen und Flussbarsch wurden jeweils in 10 von 17 Probestellen gefangen, und der Zwergstichling kam an 9 Probestellen vor (Tab. 4). Der Populationsaufbau der häufigeren, größerwüchsigen Arten zeigte deutliche Schwerpunkte bei den Jungfischen. Beim Rotaugen wurden in

der Herbstbefischung und in der Frühjahrsbefischung überwiegend Jungfische von 4-5 cm und 9-10 cm TL gefangen (Abb. 5). Auch beim Hecht dominierten Jungfische mit Größen um 15 cm TL, noch recht regelmäßig wurden Exemplare bis 40 cm TL gefangen (Abb. 6). Die mittlere Mindestfischdichte (d.h. bezogen auf einen einmaligen Befischungsdurchgang) aller Arten zusammen betrug im Herbst 0,41 und im Frühjahr 0,30 Individuen pro Quadrat-

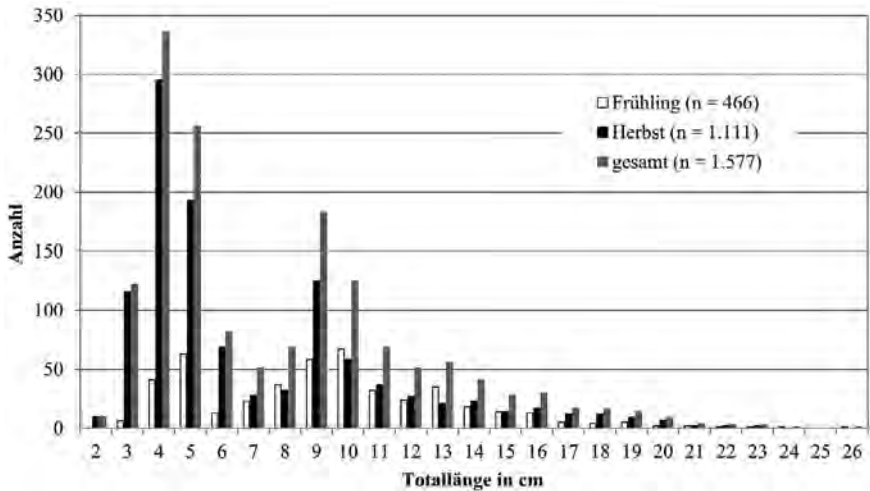


Abb. 5: Längen-Häufigkeitsverteilung vom Rotauge *Rutilus rutilus* im Frühling 2013 (weiß, n = 466), im Herbst 2012 (schwarz, n = 1111) und beim Gesamtfang der Art (grau, n = 1577).
Fig. 5: Length-frequency distribution of roach *Rutilus rutilus* in spring 2013 (white, n = 466), in autumn 2012 (black, n = 1111) and in the total catch of the species (grey, n = 1577).

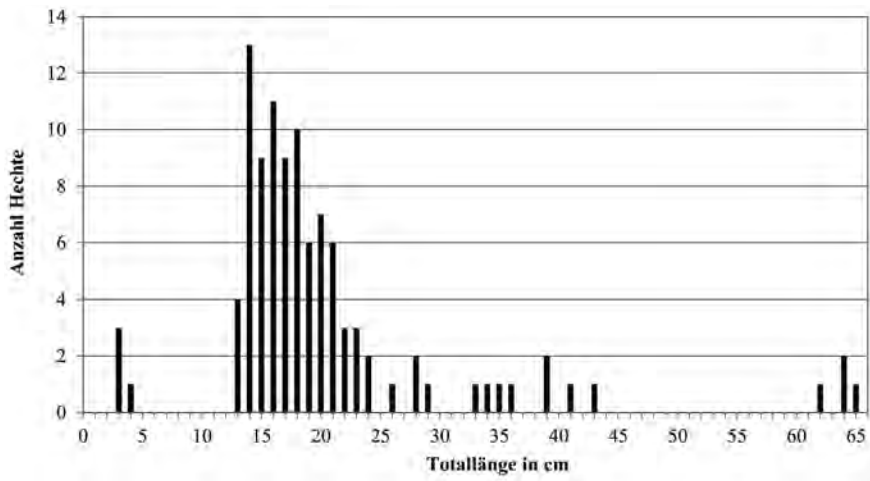


Abb. 6: Längen-Häufigkeitsverteilung vom Hecht *Esox lucius* bezogen auf den Gesamtfang (n = 103).
Fig. 6: Length-frequency distribution of pike *Esox lucius* in relation to the total catch (n = 103).

meter Wasserfläche. Für die sieben häufigeren Arten lagen die Werte (gemittelt aus Herbst und Frühjahr) bei 0,18 Ind./m² (Rotauge), 0,046 Ind./m² (Zwergstichling), 0,040 Ind./m² (Gründling), 0,021 Ind./m² (Flussbarsch), 0,013 Ind./m² (Güster), 0,012 Ind./m² (Hecht) und 0,011 Ind./m² (Steinbeißer). Deutlich höhere Fangzahlen erreichten an einigen Probe-

stellen das Rotauge (Maximalwert 5,4 Ind./m²), der Zwergstichling und der Gründling (Abb. 7). Die Charakterisierung der Fischfauna hinsichtlich der ökologischen Gilden (Abb. 8) zeigte eine Dominanz der indifferenten Arten hinsichtlich der Habitatbindung und der phyto-lithophilen, gefolgt von den phytophilten Arten hinsichtlich der Reproduktion.

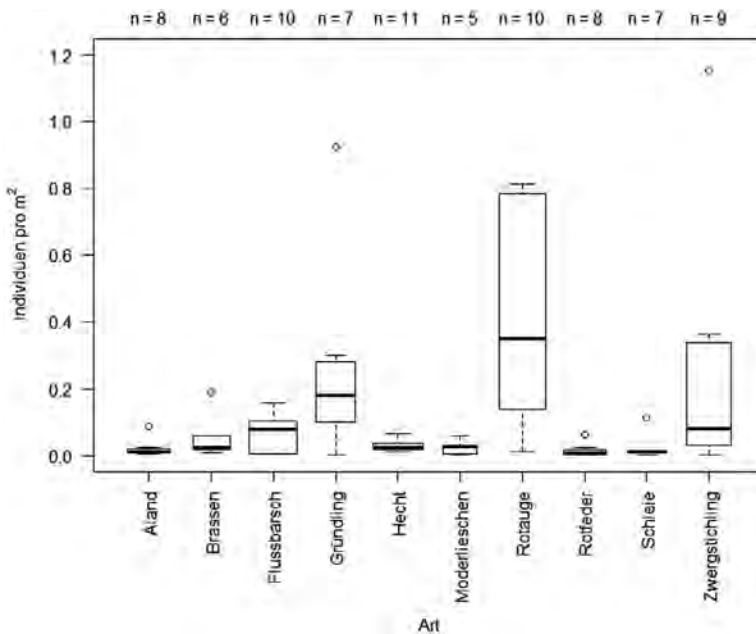


Abb. 7: Individuendichte (Ind. pro m²) dargestellt als Boxplots für alle Arten, die bei Betrachtung des Gesamtfangs an n ≥ 5 Untersuchungsstrecken gefangen wurden. Für Individuen-Anzahlen siehe Tabelle 3. Der schwarze Balken gibt den Median an, die Box schließt 50 % der Werte ein. Die Whisker reichen bis zum letzten Wert, der nicht weiter als das 1,5-fache der Box-Länge von der Box entfernt ist. Weiter entfernte Werte werden als Ausreißer (Kreise) dargestellt. Der Ausreißer für das Rotauga (5,4; Untersuchungsstrecke GL-2) wurde aus Darstellungsgründen nicht angegeben.

Fig. 7: Abundance (ind. per m²) represented as box plots for all species caught at n ≥ 5 test distances when looking at the total catch. For individual numbers see table 3. The black bar indicates the median, the box includes 50% of the values. The whiskers reach the last value, which is not more than 1.5 times the box length away from the box. Values further away are displayed as outliers (circles). The outlier for the roach (5.4; test site GL-2) was not specified for display reasons.

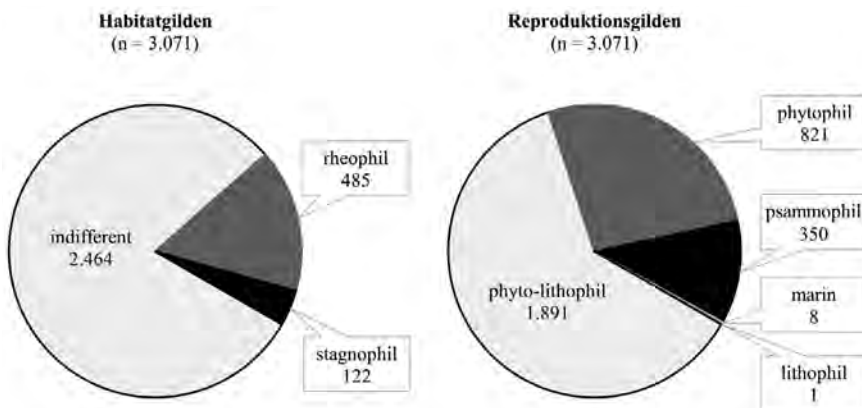


Abb. 8: Charakterisierung der Fischfauna nach ökologischen Gilden.

Fig. 8: Characterization of fish fauna according to ecological guilds.

4. Diskussion

Urbane Gewässer gelten häufig als gestörte Biotope, die unter intensiver Versiegelung des Einzugsgebietes, Verschmutzung oder Verlandung zu leiden haben. Sie dienen oft primär als Entwässerungssysteme für Regen- und Mischwasser und unterliegen aufgrund der Abflussverhältnisse häufig einem enormen Nutzungsdruck (GUNKEL 1991; CAMPBELL 1994; PAUL & MEYER 2001; WANG et al. 2001; SILIGATO & BÖHMER 2002; KAISER 2005; WALSH et al. 2005; STUCKI 2007; STRANKO et al. 2011). Dies gilt auch für einen Großteil des innerstädtischen Bremer Gewässernetzes. Vor diesem Hintergrund zeigen die hier vorliegenden Ergebnisse in der Gesamtbetrachtung jedoch eine erstaunlich vielfältige und zum Teil auch individuenreiche Fischfauna. Mit Ausnahme von den beiden Einzelfängen von Döbel und Giebel im Herbst 2012 wurde das Arteninventar im Frühjahr 2013 zudem bestätigt. Die Arten- und Individuenzahlen bewegen sich im Vergleich zur Fischfauna des außerstädtischen Grünlandgürtels in ähnlichen Dimensionen. BRUNKEN et al. (2012b) wiesen in den Grabensystemen des Bremer Blocklandes 14 Arten nach. Weitere, bisher unveröffentlichte Daten der Hochschule Bremen aus verschiedenen Teilarealen dieses Gebietes wurden, basierend auf 61 Probestellen im NSG Westliches Hollerland, 1.365 Fische aus elf Arten registriert. In der Kompensationsfläche Oberblockland wurden 21 Arten an 72 Probestellen nachgewiesen. Im Entwicklungsgebiet „Bremer Grüner Westen“ wurden an 27 Probestellen 18 Fischarten mit 6.504 Individuen gefunden. Deutliche Unterschiede zeigen sich jedoch bei den auentypischen Biotopspezialisten. So betrug der Anteil des im Bremer Grünlandgürtel recht häufigen Steinbeißers *Cobitis taenia* im Untersuchungsgebiet lediglich 3,2 % am Gesamtfang, im Vergleich dazu stellte er bei REITEMEYER et al. (2010) in einem vergleichbaren Gebiet mit 14,6 % am Gesamtfang die zweithäufigste Art. Im Vergleich zum Artenspektrum aus dem Bremer Grünlandgürtel fehlten in den städtischen Gewässern die Arten Bitterling, Karausche und Schlammpeitzger. Bitterlinge wurden im inner-

städtischen, deutlich urbanen Gebiet jedoch bei weiteren eigenen Untersuchungen wiederholt (2012-2018) und in zum Teil größeren Individuenzahlen nachgewiesen. Hierbei handelte es sich aber stets um größere Wasserkörper, die die Kriterien „Kleingewässer“ nicht erfüllten und daher nicht in die vorliegende Studie einbezogen wurden. Auch für die Karausche konnten wir inzwischen Nachweise aus dem innerstädtischen Raum erbringen. Einzig der Schlammpeitzger konnte bisher ausschließlich im Bremer Grünlandgürtel, nicht aber in den innerstädtischen Gewässern nachgewiesen werden.

Es wird deutlich, dass die untersuchten und hinsichtlich ihrer fischökologischen Bedeutung bisher völlig unbeachteten Gewässer auch in einer stark anthropogen überformten Umgebung wie dem Stadtgebiet von Bremen eine wichtige Rolle im Lebensraumgefüge einer Flusslandschaft einnehmen können. Bei Betrachtung im Detail zeigt sich aber auch eine starke Heterogenität zwischen den Probestellen. Neben sehr arten- und individuenreichen Probestrecken gab es auch viele stark verarmte Gewässerabschnitte, oft mit dem Zwergstichling als einzig vorkommender Art. In der Bewertung muss dieses jedoch nicht immer negativ gesehen werden, denn auch eine natürliche Auenlandschaft wird durch unterschiedliche Gewässertypen charakterisiert, von Fließgewässern bis hin zu Stillgewässern verschiedenen Alters, unterschiedlicher Ausprägung und unterschiedlichem Vernetzungsgrad mit dem Fließgewässer (SCHWEVERS & ADAM 2010). Gewässer vom Typ des Paläopotamons (Altwässer) zeichnen sich meist durch Isolation, Verlandung und temporäre Ausstickung aus, was wiederum die ökologischen Nischen für speziell angepasste „Auenarten“ (BRUNKEN & MEYER 2005) wie den Schlammpeitzger, die Karausche oder den Zwergstichling darstellt. Im vorliegenden Fall konnte aus dieser Artengruppe jedoch nur der Zwergstichling nachgewiesen werden, was auf Defizite hinsichtlich der Habitatqualität und/oder auch der Vernetzung der Gewässerstrecken schließen lässt. Eine gewisse laterale Vernetzung zwischen den größeren Hauptgewässern (Weser u.a.) und den hier untersuchten Teilarealen ist jedoch anzunehmen. Hinweise

darauf sind das Verbreitungsmuster und die Längenhäufigkeitsverteilung vom Hecht, welche zeigen, dass die Tiere die pflanzenreichen Kleingewässer zum Ablachen nutzen, diese sonst aber als Lebensraum kaum geeignet sind. Ähnliche Indizien zeigten sich beim Aland im Bearbeitungsgebiet „KG Helgoland“. Hier wurden im Frühjahr sechs adulte Tiere mit TL > 40 cm gefangen, im Herbst konnte jedoch nur ein kleineres Individuum festgestellt werden. Insgesamt überwiegen derzeit aber sicherlich die Hinweise auf eine fehlende laterale Vernetzung. So wurden zu keiner Zeit die sonst häufigen Dreistachligen Stichlinge gefangen, deren Populationen im Unterweserraum ein deutlich anadromes Verhalten zeigen (BRUNKEN & WOLTMANN 2018). Auch Aale wurden nur in acht Einzelexemplaren gefangen, was für Marschengewässer ungewöhnlich wenig ist (LAFFAILLE et al. 2004).

Hinweise auf eine mögliche anthropogene Überformung der Fischfauna in den untersuchten Gewässern ließen sich nicht finden. Andere Autoren konnten dies dagegen sehr wohl belegen. So stellten KNUTH (1994, 1996), MAUERSBERGER (2002) und WATERSTRAAT et al. (2017) in Kleinseen und Kleingewässern im urbanen Bereich höhere Artenzahlen insbesondere ubiquitärer bzw. anglerisch genutzter Arten fest. Sollte es solche Einflüsse in den Bremer Stadtgewässern geben, würden sich solche Effekte durch die sehr hohe Dichte des Gewässernetzes vermutlich stark verdünnen. Auch wurden in die vorliegende Untersuchung bewusst keine zum Aussetzen von Fischen attraktiv erscheinenden Gewässer einbezogen. Zudem waren in den Fängen auch keinerlei Arten zu finden, die typischerweise auf direkte anthropogene Verfälschungen der Fischfauna hinweisen, wie z.B. Goldfische oder diverse Aquarien- oder Gartenteicharten. Eine Gesamtbetrachtung der Bremer Fischfauna unter Einbeziehung der vielen Stillgewässer (Kiesgruben, Badeseen, Parkanlagen) könnte jedoch auch hier entsprechende Effekte aufzeigen. Hierfür ist die Datenlage bis heute jedoch noch deutlich zu gering.

Zusammenfassend können wir feststellen, dass die Fischfauna der hier untersuchten urba-

nen Kleingewässer reichhaltiger und ansatzweise naturnäher war als vom Augenschein her erwartet. Gleichzeitig zeigen sich deutliche Hinweise auf Defizite im Artenspektrum und bezüglich der räumlichen Verteilung. Durch Sanierungs- und Renaturierungsmaßnahmen könnten diese in vielerlei Hinsicht deutlich verringert werden. Mit dem Rückbau von Fischwechsellhindernissen, der Schaffung von Laich- und Überwinterungsplätzen sowie vorrangig auch mit Verbesserungen in der Wasserqualität können auch in räumlich begrenzten Situationen, und ohne die technischen Funktionen der Gewässer zu beeinträchtigen, wesentliche fischökologische Verbesserungen erreicht werden (HELFIELD & DIAMOND 1997). Studien aus Holland zeigen Perspektiven auf, wie im Zusammenwirken von Umwelttechnik, Stadtentwicklung und Naturschutz Lebensraumverbesserungen sowohl für die Menschen als auch für Gewässerorganismen erreicht werden können, wobei hier Fische als Indikatoren für die Wasser- und Lebensraumqualität herangezogen werden (ZOETEMEYER & LUCAS 2001, S. 101: „De vis als symbool voor goed stadswater“). Zukünftige Überlegungen und Projekte zur Gestaltung urbaner Natur und der Entwicklung innerstädtischer Freiräume (zusammenfassend dargestellt bei PROMINSKI et al. 2014) sollten daher nicht nur alleiniges Augenmerk auf die terrestrischen Lebensräume („green spaces“) legen, sondern vermehrt auch die aquatischen Ökosysteme („blue spaces“) berücksichtigen. Dass eine gesunde Natur auch einen wesentlichen Beitrag zum Wohlbefinden und zur Gesundheit der Stadtbevölkerung leistet, wird in zahlreichen Studien belegt (z.B. KOWARIK 2011: Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation; GASCON et al. 2017, S. 1207: „positive associations between blue space exposure and mental health and physical activity“). DE VRIES et al. (2016) betonen darüber hinaus, dass der Zusammenhang zwischen positiven Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit hinsichtlich der „blue spaces“ noch deutlicher korreliert als bei den „green spaces“. Eine stärkere Berücksichtigung des umfangreichen innerstädtischen Gewässersystems auch unter ökologischen Gesichtspunkten wäre

daher von doppeltem Nutzen. Fische können dabei nicht nur geeignete und relativ leicht zu erfassende Indikatoren darstellen, sie eignen sich auch in besonderem Maße für Umweltbildung und Akzeptanzförderung (TORRES CALAZANS & BRUNKEN 2015).

Danksagungen

Wir danken Konstantin PLUMP und Tom LANG-BEHN für die Hilfe bei den Geländeerhebungen. Matthias HEIN gab wertvolle Anregungen zum Manuskript, technische Unterstützung und Hilfestellung bei der Auswertung. Vielen Dank auch an die Bremer Kleingartenvereine, die uns den problemlosen Zugang vieler Probestellen ermöglichten.

Literatur

- BRUNKEN, H. 2010. Grabensysteme im Bremer Feuchtgrünlandgürtel, pp. 41-43. In: Fischwanderung und die Bedeutung der Auenhabitats (STAAS, S., & J. PAULUSCH, Bearb.). Tagungsband. BfN-Skripten 280. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BRUNKEN, H., & I. WOLTMANN. 2014. Die ufernahe Fischfauna der Weser in Bremen. Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 47, 295-305.
- BRUNKEN, H., & I. WOLTMANN. 2018. Wie viele Stichlingsarten haben wir in Deutschland?, pp. 16-21. In: Fisch des Jahres 2018. Der Dreistachlige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*). Deutscher Angelfischerverband e.V., Berlin.
- BRUNKEN, H., & L. MEYER. 2005. Die Bedeutung der Durchgängigkeit von Auenlebensräumen für die Fischfauna. NNA-Berichte 18, 105-113.
- BRUNKEN, H., J.F. CASTRO, M. HEIN, A. VERWOLD, & M. WINKLER. 2012a. Erstnachweis der Schwarzmund-Grundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in der Weser. *Lauterbornia* 75, 31-37.
- BRUNKEN, H., M. HEIN, & H. KLUGKIST. 2012b. Auswirkungen ökologischer Grabenräumung auf Fische und die Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) in Bremer Natura-2000-Gebieten. *Natur und Landschaft* 87, 370-375.
- BUSCH, D., U. HAESLOOP, H.-J. SCHEFFEL, & M. SCHIRMER. 1988. Fish and their environment in large European river ecosystems. The river Weser, FRG. *Sciences de L'Éau* 7, 75-94.
- CAMPBELL, K.R. 1994. Concentrations of heavy metals associated with urban runoff in fish living in stormwater treatment ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27, 352-356.
- DE VRIES, S., M. TEN HAVE, S. VAN DORSSELAER, M. VAN WEZEP, T. HERMANS, & R. DE GRAAF. 2016. Local availability of green and blue space and prevalence of common mental disorders in the Netherlands. *BJPsych open (Royal College of Psychiatrists)* 2, 366-372.
- DUNN, R.R., M.C. GAVIN, M.C. SANCHEZ, & J.N. SOLOMON. 2006. The pigeon paradox: dependence of global conservation on urban nature. *Conservation Biology* 20, 1814-1816.
- DUSSLING, U., & S. BLANK. 2004. Software-Testanwendung zum Entwurf des Bewertungsverfahrens im Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, www.LVVG-BW.de.
- FREYHOF, J. 2009. Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata u. Pisces). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70, 291-316.
- GASCON, M., W. ZIJLEMA, C. VERT, M.P. WHITE, & M.J. NIEUWENHUIJSEN. 2017. Outdoor blue spaces, human health and well-being: a systematic review of quantitative studies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 220, 1207-1221.
- GUNKEL, G. 1991. Die gewässerökologische Situation in einer urbanen Großsiedlung (Märkisches Viertel, Berlin), pp. 122-174. In: *Urbane Gewässer* (H. SCHUHMACHER, & B. THIESMEIER, Hrsg.), Westarp Wissenschaften, Essen.
- HEGETSCHWEILER, K.T., S. DE VRIES, A. ARNBERGER, S. BELL, M. BRENNAN, N. SITER, A. STAHL OLAFSSON, A. VOIGT, & M. HUNZIKER. 2017. Linking demand and supply factors in identifying cultural ecosystem services of urban green infrastructures: A review of European studies. *Urban Forestry & Urban Greening* 21, 48-59.
- HELFIELD, J.M., & M.L. DIAMOND. 1997. Use of constructed wetlands for urban stream restoration: a critical analysis. *Environmental Management* 21, 329-341.
- KAISER, O. 2005. Bewertung und Entwicklung von urbanen Fließgewässern. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau.

- KNUTH, D. 1994. Untersuchungen zur Fischartenstruktur ausgewählter Kleinseen in Nordbrandenburg. Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Brandenburg.
- KNUTH, D. 1996. Die Zusammensetzung von Fischpopulationen von Kleinseen in der südbrandenburgischen Seenzone (Potsdamer und Teupitzer Seenregionen). Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 2, 146-164.
- KOWARIK, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. Environmental Pollution 159, 1974-1983.
- LAFFAILLE, P., A. BAISEZ, C. RIGAUD, & E. FEUNTEUN. 2004. Habitat preferences of different European eel size classes in a reclaimed marsh: a contribution to species and ecosystem conservation. Wetlands 24, 642-651.
- MAUERSBERGER, R. 2002. Der Referenzzustand – Merkmale naturnaher Seen-Ökosysteme am Beispiel von NO-Deutschland. NNA-Berichte 2, 65-76.
- MOSCH, E.C. 2008. Fischfaunistische Referenzstellung und Bewertung der niedersächsischen Fließgewässer vor dem Hintergrund der EG Wasserrahmenrichtlinie. Zwischenbericht Stand: Januar 2008. Hannover, Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) Dezernat Binnenfischerei – Fischereikundlicher Dienst.
- PAUL, M.J., & J.L. MEYER. 2001. Streams in the urban landscape. Annual Review of Ecology and Systematics 32, 333-365.
- PROMINSKI, M., M. MAASS, & L. FUNKE. 2014. Urbane Natur gestalten: Entwurfsperspektiven zur Verbindung von Naturschutz und Freiraumnutzung. Birkhäuser, Basel.
- REITEMEYER, A., O. BIRNBACHER, & H. BRUNKEN. 2010. Quantitative Befischung eines NATURA-2000-Marschengewässers im Bremer Feuchtgrünlandgürtel. Bulletin of Fish Biology 12, 49-64.
- SCHIEFFEL, H. J., & M. SCHIRMER. 1991. Larvae and juveniles of freshwater and euryhaline fishes in the tidal River Weser at Bremen, FRG. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 24, 2446-2450.
- SCHIEFFEL, H.-J., & M. SCHIRMER. 1997. Die Fischgesellschaften im Bereich der Tideweser, pp. 25-36. In: Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz. Band 3.
- SCHOLLE, J. 2001. Die Bedeutung der Fleete und Gräben des Bremer Feuchtgrünlandes für die Fischfauna. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5, 105-116.
- SCHOLLE, J., B. SCHUCHARDT, T. BRANDT, & H. KLUGKIST. 2003. Schlammpeitzger und Steinbeißer im Grabensystem des Bremer Feuchtgrünlandringes. Verbreitung und Ökologie zweier FFH-Fischarten. Naturschutz und Landschaftsplanung 35, 364-372.
- SCHUCHARDT, B., U. HAESLOOP, & M. SCHIRMER. 1993. The tidal freshwater reach of the Weser estuary: riverine or estuarine? Netherlands Journal of Aquatic Ecology 27, 215-226.
- SCHWEVERS, U., & B. ADAM. 2010. Bewertung von Auen anhand der Fischfauna – Machbarkeitsstudie. Bonn (Bundesamt für Naturschutz), BfN-Skripten 268. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SILIGATO, S., & J. BÖHMER. 2002. Evaluation of biological integrity of a small urban stream system by investigating longitudinal variability of the fish assemblage. Chemosphere 47, 777-788.
- STRANKO, S.A., R.H. HILDERBRAND, & M.A. PALMER. 2011. Comparing the fish and benthic macroinvertebrate diversity of restored urban streams to reference streams. Restoration Ecology 20, 747-755.
- STUCKI, O. 2007. Strukturen und Funktionen urbaner Kleingewässer um Basel. Dissertation, Universität Basel, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät. Selbstverlag, Basel.
- SUBV (Der Senator für Umwelt, Bau und Verkehr). 2015. Entwurf des Bremischen Beitrags zum Bewirtschaftungsplan und zum Maßnahmenprogramm 2015 bis 2021 für das Flussgebiet Weser. Bremen, Freie Hansestadt Bremen.
- SUBV (Der Senator für Umwelt, Bau und Verkehr). 2016. Landschaftsprogramm Bremen 2015, Teil Stadtgemeinde Bremen. Bremen, Freie Hansestadt Bremen.
- SUCKAU, R., & S. HORSTMANN. 2017. Hochwasserschutz und Klimawandel, pp. 476-481. In: Wasser, Energie und Umwelt (PORTH, M., & H. SCHÜTT-RUMPF, H., Hrg.). Springer Vieweg, Wiesbaden.
- TORRES CALAZANS, G.M., & H. BRUNKEN. 2015. Water, public health and environmental education – essential ways for building social values, quality of life and sustainability. ambientalMENTESustainable – Revista Científica Galego-Lusófona de Educación Ambiental 2, 393-417.
- VAN DEN BOSCH, M., & A.O. SANG. 2017. Urban natural environments as nature-based solutions for improved public health – a systematic review of reviews. Environmental Research 158, 373-384.
- WALSH, C.J., T.D. FLETCHER, & A.R. LADSON. 2005. Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. Journal of the North American Benthological Society 24, 690-705.

- WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL, & R. BANNERMAN. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28, 255-266.
- WATERSTRAAT, A., M. KRAPPE, F. MÖBIUS, & M. TSCHAKERT. 2017. Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation. LAWA-Projekt 04.16. Online: <http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/projektberichte/lawa/>
- WU, J. 2014. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning* 125, 209-221.
- ZOETEMEYER, R.B., & B.J. LUCAS. 2001. Basisboek Visstandbeheer. Online: https://derietvoornwelten.mijnhengelsportvereniging.nl/files/06041-01-20-deel1_7625.pdf

Received: 13.04.2019

Accepted: 29.04.2019