

Erarbeitung eines bioindikativen Verfahrens zur ökologischen Bewertung urbaner Fließgewässer am Beispiel der Hansestadt Rostock – der Gewässerurbanitätsindex (GUI) wird entwickelt

Development of a bio-indicative method for the ecological assessment of urban rivers using the example of the Hanseatic City of Rostock – an index is designed

Volker Thiele, Simone Eisenbarth, Doreen Kasper, Andrea Lipinski

biota Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH

Zusammenfassung

Innerhalb eines wissenschaftlichen Vorhabens zur Erarbeitung eines multifunktionalen und strategisch ausgerichteten Gewässerentwicklungskonzeptes für die Hansestadt Rostock wurde ein ökologisches Bewertungsverfahren für kleine, urbane Fließgewässer entwickelt. Dazu sind an mehr als 50 unterschiedlich hemeroben Probestellen die Makrophyten, Makrozoobenther und Lepidopteren erfasst worden. Diese Gruppen wurden als Bioindikatoren für Gewässer, Ufer und Umland („Niederung“) genutzt. Über ökologische Gildenprofile konnten die Biozönosen dieser Probestellen zu unterschiedlichen Hemerobiegraden gruppiert werden. Die Errechnung eines Index erfolgte als gewichtetes Mittel zwischen den in ökologische Kategorien eingeordneten Arten und der Gesamtartenzahl. Für eine Klassifizierung wurden die jeweiligen Klassengrenzen ermittelt. Zielgröße der Bewertung ist die ökologische Funktionalität der urbanen Gewässer.

Abstract

In the frame of a scientific project aiming at the development of a multi-functional and strategic water body concept for the Hanseatic City of Rostock, an ecological assessment method for small urban streams was generated. In more than 50 different anthropogenic sampling sites macrophytes, macrozoobenthic species and Lepidoptera were collected. These groups were used as bio-indicators of the water body, the banks and the surrounding areas (“floodplains”). By using ecological profiles based on this biocoenosis, the sampling sites could be subdivided into different stages of hemeroby.

Thus, the calculation of a new index was possible, build on the weighted average of all taxa that have been assigned to ecological categories and the total number of species. Classification was done by determining class limits based on index values. The aim of this concept is the assessment of the ecological functionality of urban streams.

1 Einleitung

Kommunale Gewässer im urbanen Raum gemeinschaftlich entwickeln ist der Leitgedanke eines seit 2015 durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten ReWaM-Verbundprojektes¹. In diesem arbeiten mehrere Projektpartner mit der Stadt Rostock zusammen und verfolgen das Ziel der Erarbeitung eines multifunktionalen und strategisch ausgerichteten Gewässerentwicklungskonzeptes für die Hansestadt. Dabei liegt das Hauptaugenmerk des Konsortiums, bestehend aus Universität Rostock, Institut biota, Eurawasser und Wasser- und Bodenverband „Untere Warnow und Küste“ vor allem auf den kleinen, urbanen Gewässern, die nach Europäischer Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL 2000) nicht berichtspflichtig sind und für die demzufolge keine Zustandsermittlungen und Maßnahmenplanungen vorliegen. Der ökologische Zustand dieser Gewässer ist dementsprechend zumeist nicht bekannt.

Ausgehend von einem zielgerichteten Geodatenmanagement, einer Systemanalyse und eines zu erarbeitenden, biologischen Bewertungsverfahrens soll eine Korrelation zwischen den Auswirkungen von hydraulischen und stofflichen Belastungen in urbanen Gewässern erfolgen (BFG 2015). Die Auswirkungen auf den ökologischen Zustand sind ebenso zu beleuchten, wie Ökosystemleistungen, Erholungswirkungen und naturschutzfachliche Aspekte. Letztlich soll ein GIS-gestützter Gewässerentwicklungsplan entstehen, der als Entscheidungsgrundlage und –hilfe für Vorhaben der Hansestadt Rostock (insbes. ökologische Entwicklung von urbanen Gewässersystemen) dienen kann. Dazu ist die Zusammenarbeit aller Akteure von Bedeutung (Praxispartner), zudem muss eine Bürgerbeteiligung gegeben sein.

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

¹ Dieses Projekt wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Kennzeichen 033W032B gefördert.

Die ökologische Bewertung von kleinen urbanen Fließgewässern ist schwierig, da eine Vielzahl von anthropogenen Faktoren auf diese einwirkt. Ansätze für solche Verfahren finden sich beispielsweise bei KAISER (2005), LANGHEINRICH & LÜDERITZ (2006), REMY & LANGHEINRICH (2007) und RÖCK (2008), wobei ganz verschiedene Verfahren präferiert werden. Die Bioindikation spielt dabei zumeist eine untergeordnete Rolle. Deshalb sollte am Beispiel der Gewässer von Rostock versucht werden, ein bioindikatives Verfahren zu entwickeln.

Im Folgenden sollen erste Ergebnisse bezüglich der Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens vorgestellt werden. Im Vorfeld mussten die indikativen Gruppen ausgewählt werden. Für den Wasserkörper wurde dabei das Makrozoobenthos (Wasserwirbellose, MZB), für den Wasserkörper und den Uferbereich die Makrophyten (Wasser- und amphibische Pflanzen, MPH) und für das Gewässerumland die Lepidopteren (Großschmetterlinge) genutzt. Diese hatten sich bereits beim Verfahren des Standorttypieindex (BERLIN & THIELE 2012, THIELE & BERLIN 2013) bewährt. Im zweiten Schritt fand eine Erfassung der genannten Artengruppen an fast allen wichtigen urbanen Gewässern (Stand- wie Fließgewässer) der Hansestadt Rostock statt. Die Daten sind für jede Probestelle zu einem Index verrechnet worden, der mit bestimmten Hemerobiestufen in Abgleich gebracht wurde. Daraus resultierend erfolgte eine Einordnung der einzelnen Probestellen in Güteklassen. Diese spiegeln den Grad an ökologischer Funktionalität, die Veränderungen in der hydrologischen und morphologischen Ausprägung, die Biodiversität und den Anteil an Lebensraum für geschützte und gefährdete Arten wider. Die Plausibilität der Ergebnisse wurde durch Strukturkartierungen und andere im Vorhaben eruierte Faktoren überprüft (u.a. Lage im System, Anteil an Verrohrungen, hydraulisches Regime im Gewässer). Der Index wurde als Gewässerurbanitätsindex (GUI) bezeichnet.

2 Untersuchungsgebiet

Die Hansestadt Rostock liegt beidseitig an der Unterwarnow, die nach ca. 12 km in die Ostsee mündet. Im Stadtbereich existieren ca.

- 200 kleinere Fließgewässer (Bäche, Gräben) mit einer Gesamtlänge von 196 km,
- 138 kleine Standgewässer (< 50 ha) mit einer Gesamtfläche von 1,3 km² sowie
- 270 ausgewiesene Feuchtgebiete mit einer Gesamtfläche von 10,4 km².

Diese sind in unterschiedlicher Art und Intensität in das Entwässerungssystem der Hansestadt eingebunden. Viele der Fließgewässer sind durch künstliche Querprofile, Begradigungen, technische Uferbefestigungen, Verrohrungen und Durchgängigkeitshindernisse gekennzeichnet. Ursprüngliche Niederungen mit standorttypischer Feuchvegetation findet man kaum mehr. Hydraulische und stoffliche Emissionen aus Niederschlags- und Mischwassereinleitungen sind die Regel, die Bewirtschaftung orientiert sich vorwiegend an der Sicherstellung der hydraulischen Kapazität und kaum an ökologischen Gesichtspunkten. Der Unterhaltungsaufwand ist dementsprechend hoch. Standgewässer sind meist künstlichen Ursprungs und als kulturelle Elemente, Feuerlöschteiche und Regenrückhaltebecken ausgebildet.

2.1 Kriterien zur Auswahl der Untersuchungsgewässer

Zunächst erfolgte eine Auswertung des vorhandenen digitalen Datensatzes (z.B. historische Karten, Bodenkarten, Luftbilder usw.). Eine möglichst breite Streuung der Probenahmestellen über das ganze Stadtgebiet wurde anvisiert.

Bei der Auswahl der Untersuchungsgewässer wurde darauf Wert gelegt, verschiedene Typen urbaner Gewässer abzudecken, um ein möglichst breites Bild der Gewässerzustände zu liefern. Folgende Kriterien wurden dabei beachtet:

- ✓ Substratvarianz (z.B. Sande, Lehme, Torfe, Kies)
- ✓ differierende Wasserführung (permanent, temporär, episodisch, Standgewässer durchflossen)
- ✓ verschiedene Ausprägungen des Gewässerumlandes (Grünland, Bruchwald, Laubmischwald)
- ✓ unterschiedliche Hemerobiegrade (natürlicher – stark verbaut)

Insgesamt wurden 59 Gewässer, davon 38 Fließ- und 21 Standgewässer, für die MZB- und MPH-Beprobung ausgewählt, wobei bei den Fließgewässern nur unverrohrte, d.h. freifließende Abschnitte in die nähere Betrachtung kamen. Für die Lepidopteren und damit die Erfassung des Umlandes wurden 26 Stellen beprobt. Die Auswertung der Ergebnisse umfasst jedoch nicht die gesamte Probestellenzahl (siehe Punkt 4), da es aus verschiedensten Gründen zu Ausfällen bei der Beprobung kam. An den ausgewählten Gewässern erfolgte im April/ Mai 2015 sowie im Frühjahr 2016 eine Strukturkartierung, auf Grundlage eines erweiterten Erfassungsbogens. Abbildung 1 zeigt exemplarisch einige der ausgewählten Probestellen.



Hechtgraben



Kayenmühlengraben



Swienskuhlengraben



Kringelgraben



Liepengraben



Rönngraben

Abbildung 1: Beispiele für unterschiedlich hemerobe Fließgewässer im Stadtgebiet von Rostock

3 Methoden

3.1 Erfassungsmethodik

3.1.1 Makrophyten

Die Erfassung der Makrophyten beruht auf einer einmaligen Geländeerhebung. Diese wurde an den verschiedenen Gewässern im Zeitraum von Juni bis August 2015 und 2016 durchgeführt. Dabei wurden weitgehend homogene Fließgewässerabschnitte von ca. 50 - 100 m Länge ausgewählt, um die Gewässervegetation zu erfassen. Bei der Erhebung der Arten wurden submerse und emerse Arten getrennt aufgeführt. Die kartierten Gefäßpflanzen, Moose und Armleuchteralgen mussten zumindest bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln. Neben der Häufigkeit nach KOHLER (1978) wurde der Deckungsgrad nach LONDO (1975) geschätzt. Darüber hinaus sind Angaben zur Vitalität bzw. Soziabilität und den jeweils besiedelten Substraten aufgenommen sowie die Fließgeschwindigkeit und der Beschattungsgrad ermittelt worden. In Abschnitten mit stärkerer Trübung oder fehlender Durchwatbarkeit wurde die Gewässervegetation mittels eines ausziehbaren Rechens bzw. einer Wurffarke erfasst.

Die Bestimmung der Arten erfolgte vorwiegend im Gelände. Bei kritischen Taxa (z. B. *Callitriche spec.*, *Potamogeton pusillus* agg., diverse Moose) sind Belegexemplare entnommen und im Labor determiniert worden. Dazu wurden folgende Standardwerke genutzt:

FRAHM & Frey (1992), CASPER & KRAUSCH (1980, 1981) und ROTHMALER (1994a, 1994b).

3.1.2 Makrozoobenthos

Die Erfassungen des Makrozoobenthos erfolgten in den Zeiträumen von April bis September 2015 und 2016 mittels limnologischer Standardmethoden (z.B. Kick-Sampling). Eine Vielzahl der Probestellen wurden dreimalig im Probenahmezeitraum (April/Mai, Juni/Juli und September) begangen und jeweils auf einer Fläche von ca. 20 m² beprobt. Die Determination der Organismen fand im Labor unter Nutzung eines Stereomikroskops vom Typ Olympus SZ11 statt. Die Nomenklatur folgt der von Mauch et al. (2003). Die Benennung erfolgte stets bis zur kleinstmöglichen taxonomischen Einheit. Dazu fanden folgende Bestimmungswerke Anwendung:

WARINGER & GRAF (2011), KLAUSNITZER (1996), FREUDE, HARDE & LOHSE (1971), GLÖER (2015), BROCK, KIEL & PIPER (1995), STRAUSS & NIEDRINGSHAUS (2014) und EISELER (2005, 2010).

3.1.3 Lepidoptera

Diese Insektengruppe wurde viermalig in den Monaten Mai bis Oktober der Jahre 2015 und 2016 mit unterschiedlichen Methoden erfasst. Beim Tagfang sind vornehmlich die Ökotonbereiche berücksichtigt worden, da die Artenvielfalt dort am höchsten war. Erhebungen mittels Licht fanden in zentralen und repräsentativen Abschnitten der jeweiligen Probestellen statt. Dazu wurden Lichtfallen (Hängemodell) mit 15 Watt superaktinischen Leuchtstoffröhren genutzt. Diese haben einen Wirkungsbereich von ca. 5 m, so dass damit die autochthonen Arten erfasst werden konnten.

Die Determination der Arten erfolgte mittels Standardliteratur (u.a. HENRIKSEN & KREUZER 1982, SKOU 1984, 1991, KOCH 1991, FAJCIK & SLAMKA 1996, AARVIK, HANSEN & KONONENKO 2009, STEINER, RATZEL, TOP-JENSEN & FIBIGER 2014). Die Nomenklatur folgt Koch (1991).

3.2 Bewertungsmethodik

Der Gewässerurbanitätsindex (GUI) ist ein integriertes Bewertungsverfahren nach dem top-down-Ansatz (FRIEDRICH 1998). Er nutzt hochintegrierende Elemente der Biozönose für die Gebietsindikation (vgl. auch PLACHTER 1991) und bewertet das Gewässer in drei Merkmalskomplexen (Wasserkörper und Sohle, Ufer und Umland). Die erfassten Arten werden zuerst in ökologische Kategorien (vgl. Punkt 3.2.1) eingeordnet und im Sinne eines gewichteten Mittels aus quadrierter Summe der ökologischen Kategorien und Gesamtanzahl der Arten verrechnet. Dabei fand analog zum Standorttypieindex (BERLIN & THIELE 2012, THIELE & BERLIN 2013) folgende Formel Anwendung:

$$\text{GUI} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{BK}_i^2}{n}$$

GUI = Gewässerurbanitätsindex
BK = für die jeweilige Art zugeordnete ökologische Bewertungskategorie
n = Anzahl der Taxa
i = i-tes Taxon

Als 100 Prozent-Marke wird auf einer dreistufigen Klassifizierungsskala das weitestgehend unter naturnahen Verhältnissen vorhandene Artenspektrum eines typähnlichen Baches der freien Landschaft genutzt. Diese Biozönose muss allerdings in ihrer Wertigkeit etwas abgeschichtet werden, da die Strukturen in urbanen Gewässern „naturgemäß“ einen geringeren Natürlichkeitsgrad haben. Sie entspricht in etwa der Güteklasse 2 bis 3 von nichturbanen, typähnlichen Gewässern. Die Biozönose des völlig degradierten urbanen Ökosystems stellt die 0 Prozent-Marke dar. Um die nicht einfach festzulegenden Abstufungen in den Hemerobiegraden bestimmen zu können, wurden ökologischen Gildenprofile eingesetzt (vgl. Punkt 3.2.2). In diesem Sinne ordnet sich dann auch die Güteklasse 2 als mäßig ökologisch funktional ein.

Aus den Abstufungen in Eichskalen können die ökologischen Güteklassen für die drei Merkmalskomplexe abgeleitet werden. Der GUI ist ein diagnostisches Verfahren, das Aussagen zum ökologischen Gesamtzustand der Gewässer zulässt. Somit können sowohl der jeweilige Ausgangszustand bewertet und klassifiziert als auch die Erfolge von ökologischen Sanierungsmaßnahmen über längere Zeit hinweg analysiert werden.

3.2.1 Definition der ökologischen Kategorien

Über die Bewertungskategorien werden die teilweise sehr spezifischen ökologischen Ansprüche der in bestimmten Lebensräumen vorkommenden Arten generalisiert und auf ein vergleichbares Niveau gehoben. Zur Definition sind v.a.

- die unterschiedliche Anpassung der Taxa an unterschiedlich naturnahe Gewässer/Umlandstrukturen (Ubiquisten stark genutzter, urbaner Gewässer bis Arten naturnaher Gewässer in der freien Landschaft) und
- der Grad ihrer Bindung an ganz bestimmte Fließgewässer- bzw. Umlandbiotope (eurytop, mesotop, stenotop) herangezogen worden.

Mit den ökologischen Kategorien kann einerseits sichergestellt werden, dass der Effekt von Stellvertreterarten (ökologische Nischen eines Habitats werden durch unterschiedliche Arten mit ähnlichen/gleichen Ansprüchen besetzt) nicht zu rechnerischen Ungleichgewichten führt. Gleichzeitig wird gewährleistet, dass artunabhängig über die Kategorien die generalisierten und vergleichbaren Informationen zum Zustand des Nischengefüges für die Bewertung herangezogen werden. Das schließt die vielfältigen Interaktionen der Arten ein und ist damit eine der wichtigsten Voraussetzungen für eine ganzheitliche Bewertung. Dabei reicht die Skala von der Kategorie 1 (eurytope Arten stark urbaner Gewässer) bis 4 (stenotope Arten, die auch in naturnahen Strukturen der freien Landschaft zu finden sind). Die ökologischen Kategorien sind für die jeweiligen Indikatorgruppen in Tabelle 1 definiert.

Tabelle 1: Definitionen der ökologischen Kategorien 1-4 für die drei untersuchten Gruppen Makrozoobenthos, Makrophyten und Lepidopteren

| Ökologische Kategorie | Definition Makrozoobenthos | Definition Makrophyten | Definition Lepidopteren |
|-----------------------|--|--|--|
| 1 | Arten, die sowohl permanente als auch temporäre, langsam fließend bis stehende Gewässer besiedeln und einen geringen Anspruch an die strukturelle Vielfalt im Gewässer aufweisen sowie Neozoen | Arten, die als Störzeiger vorwiegend in degradierten, stärker belasteten Gewässern vorkommen sowie Neophyten | Ubiquitäre Arten, die in fast allen Ausprägungen von Gewässerumfeldern vorkommen |
| 2 | Arten, die permanente, langsam fließende Gewässer bevorzugen und einen mäßigen Anspruch an die strukturelle Vielfalt in Gewässern aufweisen | Arten, die in einer Vielzahl von Gewässern vorkommen und Bestandteil der nicht-leitbildkonformen Vegetationstypen der freien Landschaft sind | Arten, die eine Vielzahl von urban ausgeprägten Gewässerumfeldern besiedeln. Sie kommen seltener vor, sind vielfach geschützt und benötigen zumindest Reststrukturen von Niederungen |
| 3 | Arten, die permanente, schneller fließende Gewässer präferieren mit mäßigem Anspruch an die strukturelle Beschaffenheit und die auch in naturnahen Gewässern ähnlichen Typs vorkommen | Arten, die Vertreter der leitbildkonformen Vegetationstypen der freien Landschaft darstellen | Arten, die auch in Gewässerumfeldern der freien Landschaft vorkommen und dabei nicht ausschließlich Feuchtbiootope, sondern auch Wälder, Waldränder, Wiesen unterschiedlichen Typus, Parkland etc. besiedeln |
| 4 | Arten, die an permanente, schnell fließende Gewässer gebunden sind und einen hohen Anspruch an die strukturelle Vielfalt aufweisen und in naturnahen Gewässern vergleichbaren Typs vorkommen | Arten, die als Gütezeiger vorwiegend in geringer belasteten Gewässern vorkommen | Arten, die in Gewässerumfeldern der freien Landschaft zu finden und vornehmlich an Feuchtgebiete gebunden sind |

3.2.2 Definition der ökologischen Gilden

In urbanen Bereichen ist es aufgrund der Vielzahl von unterschiedlichen und interagierenden Beeinflussungen schwierig, die Hemerobiestufe des Gewässers einzuschätzen. Diese wird jedoch benötigt, um die Klassifizierung im Bewertungsverfahren durchzuführen. So muss erst einmal festgelegt werden, welcher Abschnitt gering, mäßig oder stark hemerob ist, damit diese Einteilung dann umgekehrt für die Güteklassenabgrenzung genutzt werden kann. Deshalb wurde zum Mittel der ökologischen Gildenprofile gegriffen.

Die Idee dahinter ist einfach: Finden sich von der Frequenz und der Amplitude der Kurve her ähnliche Muster, so sollten auch die Hemerobiegrade vergleichbar sein. Aus der Artenkonfiguration kann man dann auf den Natürlichkeitsgrad der jeweilig in einer Gruppe befindlichen Probestellen schließen. Um die ökologischen Gildenprofile erstellen zu können, ist die Zuordnung der Arten zu gleichartigen Gruppen vonnöten. Diese sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Parameter, die zur Bildung der ökologischen Gilden beim Makrozoobenthos, den Makrophyten und Lepidopteren herangezogen wurden (inkl. Abkürzungen)

| Makrozoobenthos | Abk. | Makrophyten | Abk. | Lepidopteren | Abk. |
|-----------------------------------|--------------|---|-----------------|--|----------------|
| Sand/Steine/Kies | SSK | Arten der Wälder und Gebüsche | Gehölz | Arten der Ackerlandschaft/ intensiv bewirtschafteten Flächen | Acker |
| Schlamm | Schl | Arten der Ruderalvegetation | Ruderal | Arten des Grünlandes/ der Ruderalflächen | Grü/Ru |
| Lehm/Ton | L/T | Arten des Frischgrünlandes | Frisch | Arten des Magerrasens/ Trockenrasens | Ma/Tr |
| Torf | To | Arten der Feuchtwiesen | Feucht | Arten an Baumgruppen/ Hecken | Hecke |
| aquatische Vegetation | aV | Arten der Großröhrichte und Seggenriede | Rö/Sr | Arten des Nadelwaldes | Nadelw. |
| Moose/Algen | M/A | Arten der Bachröhrichte | BaRö | Arten des Laub(misch)waldes | Laubw. |
| Feinwurzeln | FW | submerse Arten | submers | ubiquitäre Arten | ub |
| Totholz | TH | Störzeiger | Stör | Arten der Feuchtgehölze von Feuchtgebieten | Geh_feu |
| partikuläres organisches Material | POM | Arten der Wasserlinsendecken | Wld | Arten der krautigen Vegetation von Feuchtgebieten | krV_feu |
| fließend | flie | Arten der Wassersterntauchflur | Wsttf | feuchteliebende Arten | feu |
| langsam fließend | lflie | Großblättrige Schwimmblattpflanzen | GrSchwbl | Wärmeliebende Arten | wä |
| stehend | steh | | | | |
| temporär | temp | | | | |
| permanent | perm | | | | |

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Indexbildung bei der Indikatorgruppe „Makrophyten“

Die Indexbildung basiert auf den zum Zeitpunkt der Erfassung vorkommenden sub- und emersen Arten. Probestellen mit sehr geringen Artenzahlen (<3) sowie natürlich makrophytenfreie Gewässer (aufgrund hoher Beschattung) sind bei der Indexbildung bisher nicht berücksichtigt worden. Aktuell werden die Ergebnisse von 25 Fließgewässerprobestellen dargestellt.

Für die Ermittlung der ökologischen Profile wird bei den Makrophyten der Anteil der jeweiligen Gilden an der Gesamtdeckung verwendet. So werden dadurch z.B. dominante „Einartbestände“ und der Deckungsanteil von Störzeigern ermittelt und tragen zur Einstufung in die Gruppen der ökologischen Funktionalität bei.

Bei den Gewässern mit hoher ökologischer Funktionalität (Abb. 2 A.) kommen insbesondere Arten der Bachröhrichte und/oder Wassersterntauchfluren vor. Sie sind Bestandteil der leitbildkonformen Vegetationstypen der freien Landschaft. Ein geringer Deckungsanteil (< 15 %) an Störzeigern ist ein weiteres Merkmal in dieser Kategorie.

Die beprobten Gewässer mit Dominanzbeständen von Wasserlinsendecken und dem Vorkommen von Störzeigern mit einem Anteil zwischen 15 und 50 % werden in ihrer ökologischen Funktionalität als mäßig eingestuft (Abb. 2 B.).

Eine geringe ökologische Funktionalität (Abb. 2 C.) besteht bei Gewässern, in denen Störzeiger eine Deckung > 50 % erreichen bzw. in denen Makrophyten nur noch mit wenigen Individuen vorkommen (Deckung < 2 %), wobei Gewässerabschnitte, die aufgrund einer hohen Beschattung natürlicherweise makrophytenfrei/-arm sind, nicht in die Bewertung eingeflossen sind.

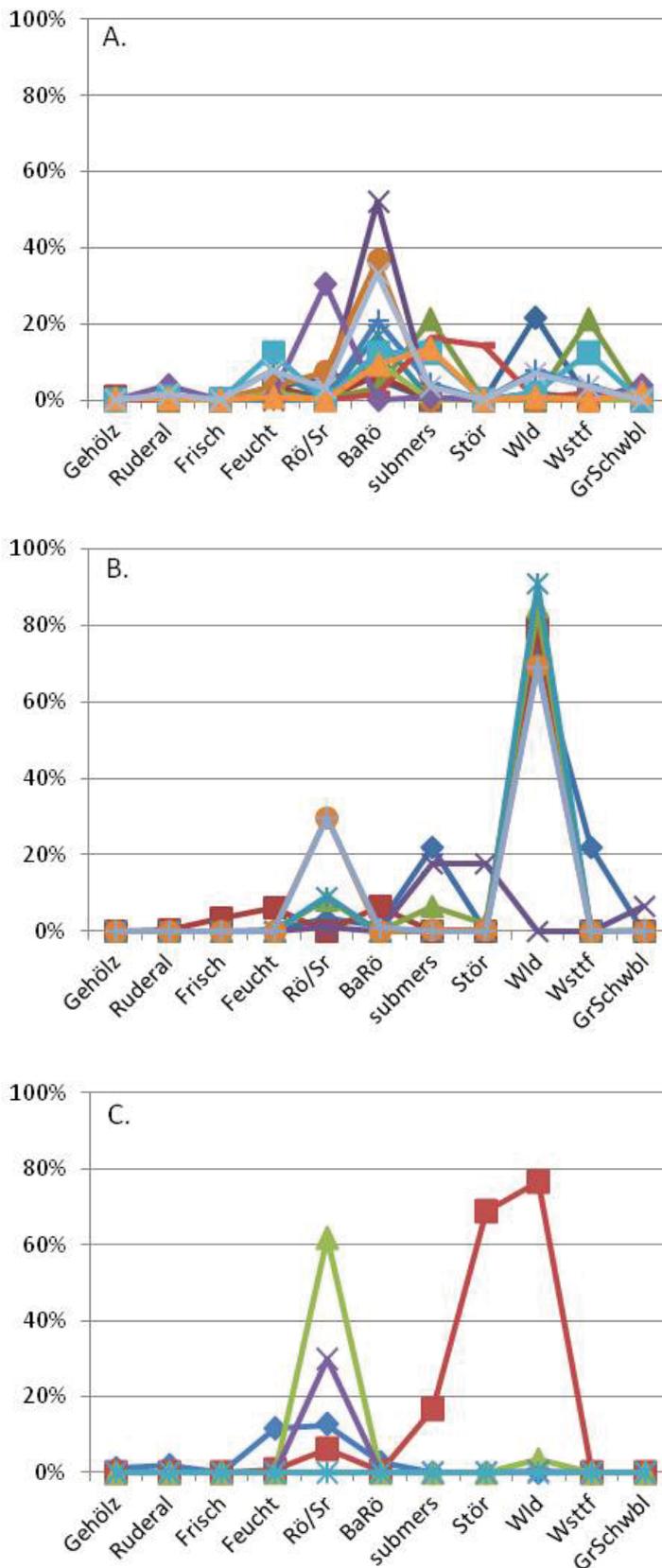


Abbildung 2:
Ökologische Gildenprofile der drei unterschiedlichen ökologischen Funktionalitätsstufen A. hoch, B. mäßig und C. niedrig (Makrophyten); zur besseren Mustererkennung wurden die Punkte miteinander verbunden.

Aus der vorliegenden Gruppierung können anhand der ermittelten Indexwerte der Probestellen die Klassengrenzen für den Gewässerurbanitätsindex festgelegt werden (Abb. 3). Die Indexwerte liegen in einem Wertebereich zwischen 2,5 (Swienskuhlengraben_A02) und 7,1 (Kayenmühlengraben_A02).

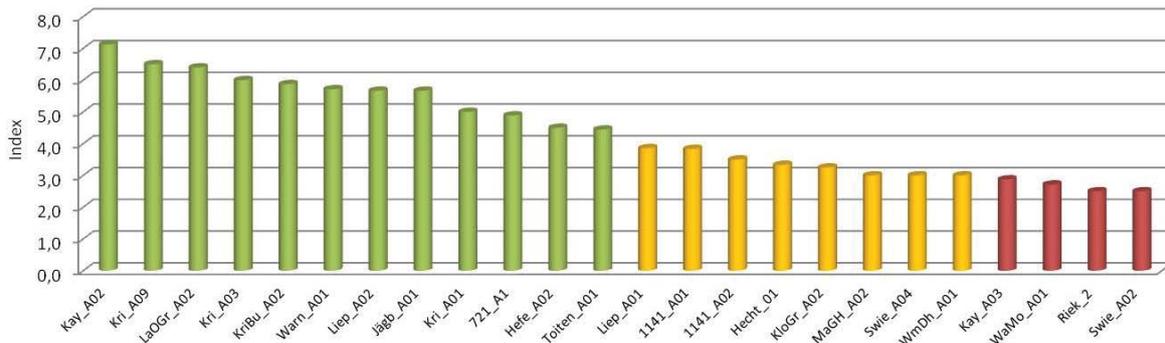


Abbildung 3: Ermittlung der Klassengrenzen bei Gewässerurbanitätsindex (GUI) für den Wasserkörper und den Uferbereich (Makrophyten)

4.2 Indexbildung bei der Indikatorgruppe „Makrozoobenthos“

Die Indexberechnung für das Makrozoobenthos bezieht sich aktuell auf 28 Probestellen, bei denen es sich ausschließlich um Fließgewässer handelt. Standgewässer wurden bei der Betrachtung des Makrozoobenthos zunächst nicht berücksichtigt, ihre Auswertung soll aber zukünftig noch erfolgen. Von den Fließgewässern mussten im Zuge der Beprobung und der Auswertung insgesamt 10 Stellen vorerst entfallen. Gründe hierfür waren v.a. ein langanhaltendes Trockenfallen, wodurch im vorgegebenen Zeitraum nur eine von drei Beprobungen stattfinden konnte.

Gewässer mit hoher ökologischer Funktionalität zeichnen sich in Bezug auf das Makrozoobenthos bisher durch ein höheres Auftreten von Taxa aus, die vornehmlich an die aquatische Vegetation gebunden sind und gleichzeitig fließende sowie langsam fließende Gewässer bevorzugen. Die Zahl der Sand/Stein/Kies präferierenden Arten ist nahezu identisch oder größer als die Anzahl schlammpräferierender Arten (Abb. 4 A). Das kann als ein weiteres Merkmal für die geringere anthropogene Beeinflussung dieser Probestellen gewertet werden. In der zweiten Gruppe ist allgemein ein deutlicher Rückgang der Taxazahlen im Vergleich zu den Untersuchungsstellen der ersten Gruppe zu verzeichnen (Abb. 4 B). Schlammliebende Arten dominieren die Gemeinschaften, es ist ein Rückgang der vegetationsassoziierten Arten zu verzeichnen. Der Anspruch an fließende Gewässer geht zurück, „langsam fließend“ wird jedoch nach wie vor präferiert.

Die dritte Gruppe (niedrige ökologische Funktionalität) umfasst Gewässer mit sehr geringen Taxazahlen. Die Fließgeschwindigkeitspräferenz verändert sich hin zu „stehend“ (Abb. 4 C).

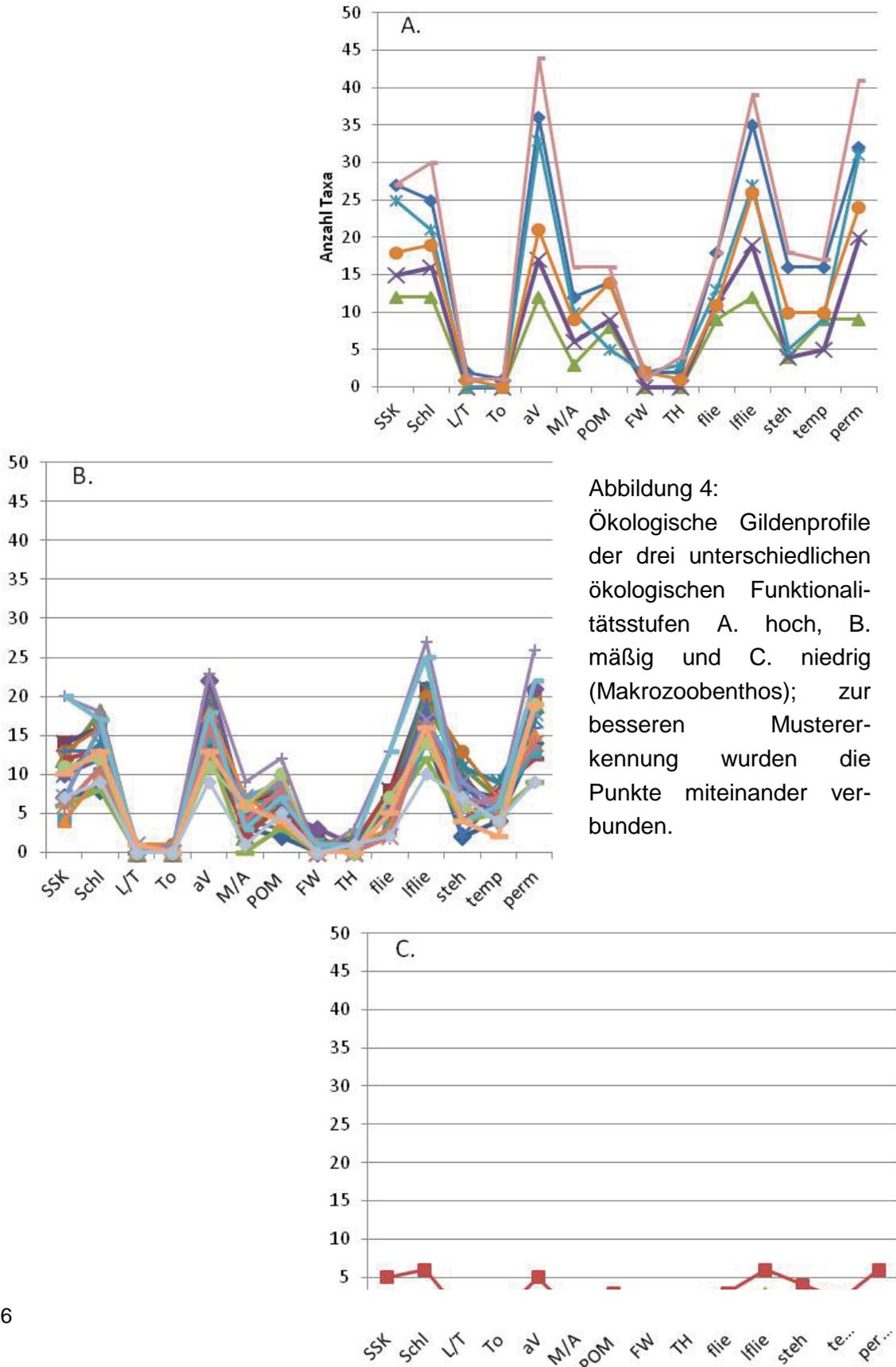


Abbildung 4: Ökologische Gildenprofile der drei unterschiedlichen ökologischen Funktionalitätsstufen A. hoch, B. mäßig und C. niedrig (Makrozoobenthos); zur besseren Mustererkennung wurden die Punkte miteinander verbunden.

Die Indexwerte, die sich aus dieser Gruppierung ergeben, liegen in einem Wertebereich zwischen 1,8 (Gerberbruch) und 6,1 (Liepengraben), wobei die ökologische Funktionalität mit steigendem Wert zunimmt (Abb. 5).

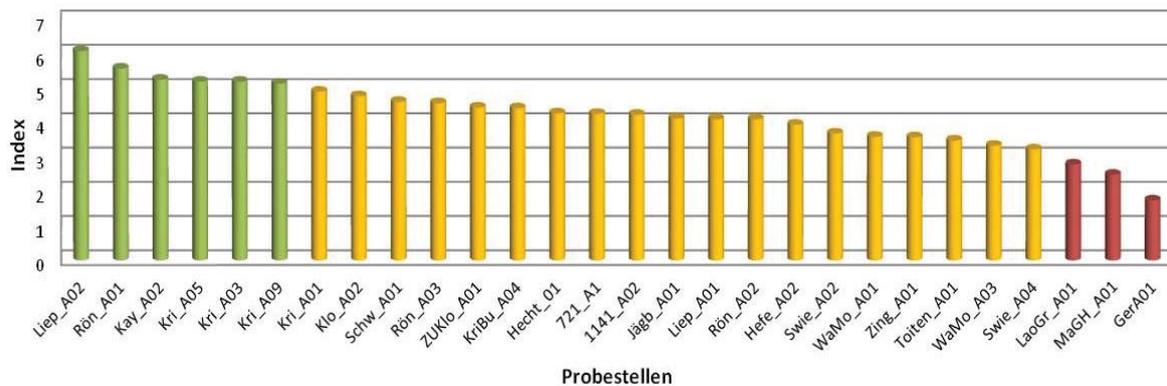


Abbildung 5: Ermittlung der Klassengrenzen beim Gewässerurbanitätsindex (GUI) für den Wasserkörper (Makrozoobenthos)

4.3 Indexbildung bei der Indikatorgruppe „Lepidoptera“

Die Erfassung der Lepidopteren-Biozönose fand an 26 Probstellen an kleinen urbanen Gewässern statt, von denen bisher 18 Stand- und Fließgewässer in die vorliegende Auswertung mit einfließen. Diese können ebenfalls in drei unterschiedliche Hemerobiestufen und damit in die drei unterschiedlichen ökologischen Funktionalitäten eingeteilt werden. Bei der ersten Gruppe konnte ein vermehrtes Auftreten von feuchteliebenden Arten festgestellt werden (Abb. 6 A). Ubiquitäre und auf degradierte urbane Gewässer verweisende Gilden traten hingegen zurück. In der zweiten Gruppe war insbesondere ein Rückgang der Arten feuchteliebender Gehölze und der krautigen Vegetation zu detektieren (Abb. 6 B). In der dritten Gruppe dominierten die Gilde der Ruderal- und Grünlandarten, wobei die ubiquitären Taxa deutlich zunahmten (Abb. 6 C).

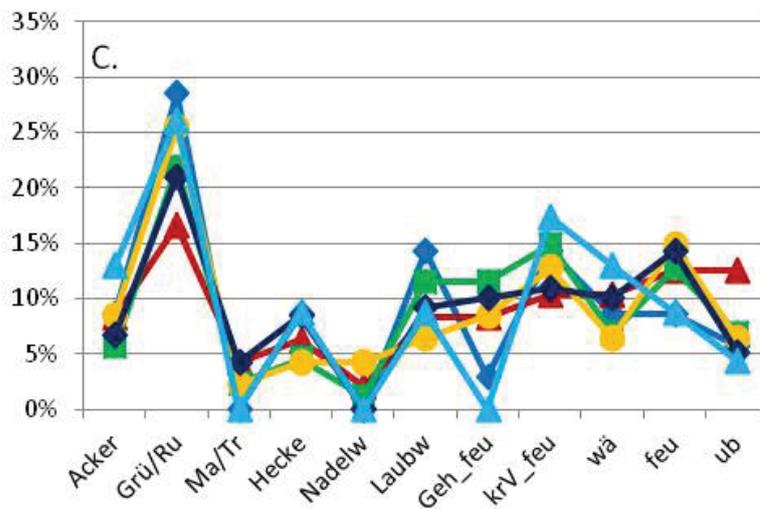
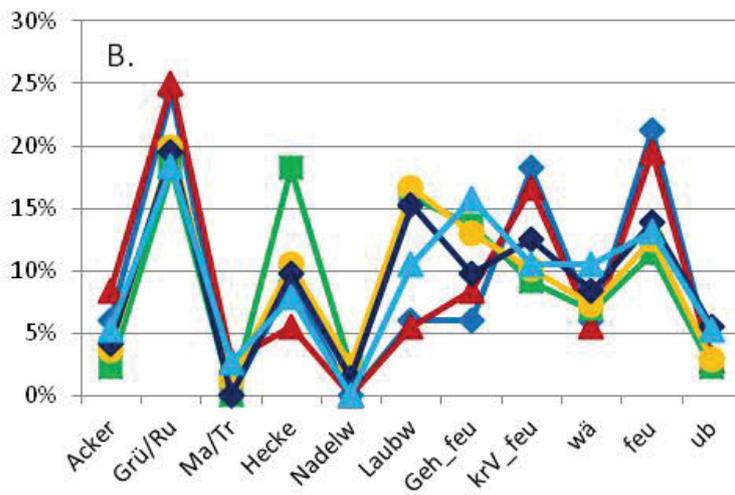
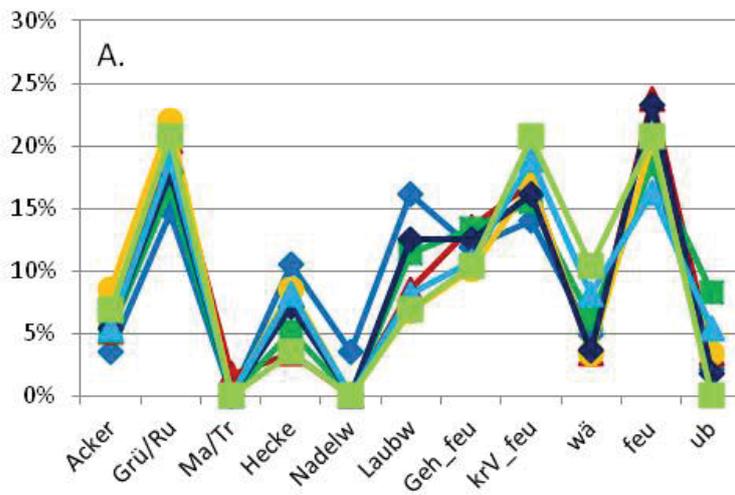


Abbildung 6: Ökologische Gildenprofile der drei unterschiedlichen ökologischen Funktionalitätsstufen A. hoch, B. mäßig und C. niedrig (Lepidoptera); zur besseren Mustererkennung wurden die Punkte miteinander verbunden.

Unter Nutzung der in die ökologischen Kategorien eingeordneten Arten wurden die Indices des GUI errechnet. Sie sind in der Reihenfolge der drei Gildenprofile geordnet worden, wobei eine Abstufung entstand (Abb. 7). Durch diese Kombination konnten die Klassengrenzen ermittelt werden.

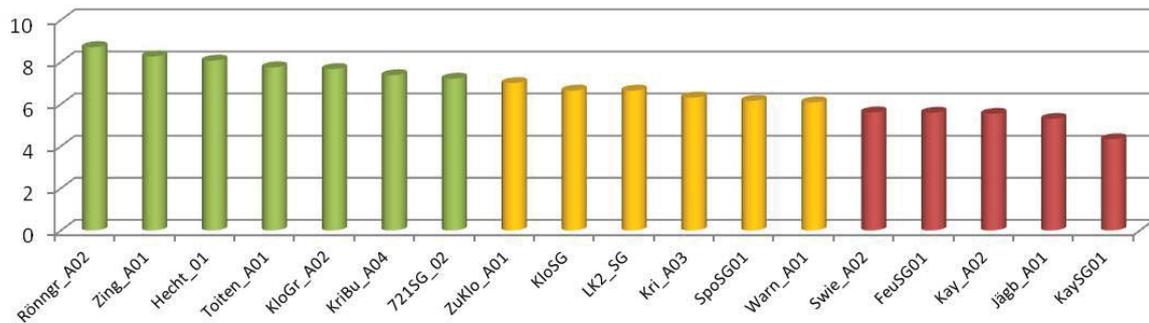


Abbildung 7: Ermittlung der Klassengrenzen beim GUI für das Gewässerumfeld (Lepidopteren)

5 Fazit

Es konnte ein Bewertungsverfahren (Gewässerurbanitätsindex, GUI) für kleine urbane Gewässer entwickelt werden. Es funktioniert auf der gleichen Idee und rechnerischen Basis wie der Standorttypieindex. Allerdings sind seine Ausrichtung auf die ökologische Funktionalität (nicht Grade an Natürlichkeit der Gewässer) und die Einordnung der Arten in ökologische Kategorien und Gilden gänzlich differierend. Die für die Klassifikation notwendigen Hemerobiestufen wurden auf Grundlage ökologischer Gildenprofile ermittelt. In Tabelle 3 sind die auf Basis der Indices ermittelten Klassengrenzen aufgeführt. Das Verfahren wird 2017 weiter im Bereich der Hansestadt getestet werden.

Tabelle 3: Klassengrenzen für die drei Einzelindices

| Indikatorgruppe | Hohe Funktionalität | Mäßige Funktionalität | Geringe Funktionalität |
|-----------------|---------------------|-----------------------|------------------------|
| Makrozoobenthos | ≥ 5 | > 3 bis < 5 | ≤ 3 |
| Makrophyten | ≥ 4 | 3 bis 4 | < 3 |
| Lepidopteren | ≥ 7 | > 6 bis < 7 | ≤ 6 |

Danksagung

In diesem Zusammenhang sei den Kollegen Frau Carola Höfs und Herrn Moritz Schlomm ausdrücklich für die Hilfe bei der Erfassung der Lepidopteren durch Lichtfang gedankt

6 Literatur

- AARVIK, L., HANSEN, L. O. & KONONENKO, V. (2009): Norges sommerfugler. Håndbok over Norges dagsommerfugler og nattsvermere. - Norsk entomologisk forening og Naturhistorisk museum UiO: 450 S.
- BERLIN, A. & THIELE, V. (2012): Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. Ansprüche, Bioindikation, Gefährdung. – Friedland (Steffen-Verlag), 304 S.
- BfG (2015): ReWaM – Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland. – DOI: 10.5675/ReWaM_2015.
- BROCK, V., KIEL, E. & PIPER, W. (1995): Gewässerfauna des norddeutschen Tieflandes: Bestimmungsschlüssel für aquatische Makroinvertebraten. – Blackwell Wiss.-Verl. Berlin, Wien.
- CASPER, S. J., KRAUSCH, H. D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta, in Pascher, A. [Hrsg.]: Die Süßwasserflora Mitteleuropas. Band 23. – Stuttgart/New York (Gustav Fischer Verlag), 1-403
- CASPER, S. J., KRAUSCH, H. D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta, in Pascher, A. [Hrsg.]: Die Süßwasserflora Mitteleuropas. Band 24. – Stuttgart/New York (Gustav Fischer Verlag), 413-942
- EISELER, B. (2005): Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. – Lauterbornia 53: 1-112.
- EISELER, B. (2010): Taxonomie für die Praxis. Bestimmungshilfen Makrozoobenthos (1). – LANUV-Arbeitsblatt 14
- FAJCIK, J. & SLAMKA, F. (1996): Motyle strednej Europy. – 113 S.; Bratislava (Concordia Trading spol s r.o.).
- FRAHM, J. P. & FREY, W. (1992): Moosflora. – Stuttgart (Ulmer-Verlag), 528 S.
- FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G.A. (1971): Die Käfer Mitteleuropas: Band 3. – Goecke & Evers, Krefeld.
- FRIEDRICH, G. (1998): Integrierte Bewertung der Fließgewässer - Möglichkeiten und Grenzen. – in: Integrierte ökologische Gewässerbewertung: Inhalte und Möglichkeiten. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft [Hrsg.]. – München, Wien (Oldenbourg), 35-56.

- GLÖER, P. (2015): Süßwassermollusken. – 14. Auflage, Hamburg, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen, 135 S.
- HENRIKSEN, H.J. & KREUZER, I. (1982): The butterflies of Scandinavia in nature. – Odense (Skandinavisk Bogforlag), 215 S.
- KAISER, O. (2005): Bewertung und Entwicklung von urbanen Fließgewässern. – Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.: 257 S.
- KLAUSNITZER, B. (1996): Käfer im und am Wasser. – Westarp. - Wiss. Magdeburg, Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 567, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- KOCH, M. (1991): Wir bestimmen Schmetterlinge. Ausgabe in einem Band, bearbeitet von W. Heinicke. – 792 S.; Leipzig, Radebeul (Neumann Verlag).
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. In: Landschaft + Stadt, 10 (2): 73-85.
- LANGHEINRICH, U. & LÜDERITZ, V (2006): Bewertung und Management von Niedermoorgewässern unter dem Gesichtspunkt ihrer veränderten Funktionen in der Kulturlandschaft – Tagungsband der DGL-Jahrestagung, Dresden (Eigenverlag): 439-443.
- LONDO, G. (1975): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: Knapp, R. (ed.): Sampling methods in vegetation science: p. 45-49, W. Junk Publishers, The Hague/Boston, London.
- MAUCH, E., SCHMEDTJE, U., MAETZE, A. & FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 01/03. München 2003, 388 S.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz (Korrigierter Nachdruck der 1. Auflage). – UTB für Wissenschaft, Stuttgart (Gustav Fischer Verlag), 464 S.
- REMY, D. & LANGHEINRICH, U. (2007): Bewertung von Gräben unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung als Ersatzstandorte in der intensiv genutzten Kulturlandschaft. – Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte 8: 161-171.
- RÖCK, S. (2008): Naturqualität und Bewertung künstlicher Gewässer am Beispiel zweier Flutkanäle in der Oberrheinebene. – Culterra 53: 180 S.
- ROTHMALER, W. (1994a): Exkursionsflora von Deutschland, Band 1: Niedere Pflanzen: Grundband. – Jena, Stuttgart (Gustav Fischer Verlag), 639 S.

- ROTHMALER, W. (1994b): Exkursionsflora von Deutschland, Band 4: Kritischer Band. – Jena, Stuttgart (Gustav Fischer Verlag), 811 S.
- SKOU, P. (1984): Nordens Målere. Danmarks Dyreliv. – 330 S.; København & Svendborg (Fauna Bøger & Apollo Bøger).
- SKOU, P. (1991): Nordens Ugler. Danmarks Dyreliv. – Stenstrup (Apollo Books), 565 S.
- STEINER, A., RATZEL, U., TOP-JENSEN, M. & FIBIGER, M. (2014): Die Nachtfalter Deutschlands. – Oestermarie (BugBook Publishing): 878 S.
- STRAUSS, G. & NIEDRINGHAUS, R. (2014): Die Wasserwanzen Deutschlands. Bestimmungsschlüssel für alle Nepo- und Gerromorpha. – WABV Fründ, Scheeßel, 66 S.
- THIELE, V. & BERLIN, A. (2013): Der Standorttypieindex – ein bioindikatives Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im nordostdeutschen Tiefland. – *Lauterbornia* **76**: 197-210.
- WARINGER, J. & GRAF, W. (2011): Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven. – Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben.
- WRRL (2000): Richtlinie 86/280/EWG des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Dokument -6173/99 ENV 50 PRO-COOP 31.

Dr. Volker Thiele (volker.thiele@institut-biota.de)

M.Sc. Simone Eisenbarth (simone.eisenbarth@institut-biota.de)

Dipl.-Ing (FH) Doreen Kasper (doreen.kasper@institut-biota.de)

Dr. Andrea Lipinski (andrea.lipinski@institut-biota.de)

biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH

Nebelring 15

18246 Bützow

Tel.: +49 (0) 38461 / 9167-32

Fax: +49 (0) 38461 / 9167-50