Förderkennzeichen 033L020A. Gefördert durch

KuLaRuhr — Nachhaltige urbane Kulturlandschaft in der Metropole Ruhr

www.kularuhr.de

Ökologische und ökotoxikologische Beurteilung von Gewässernutzungen in der Metropole Ruhr

Endbericht Teilprojekt 07 – Cluster02/Cluster 03

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung 6

Einleitung 9

Untersuchungsgebiet 11

Maßnahme 1 14

Kapitel 1: Widerbesiedlungsmuster von benthischen Invertebraten in ökologisch verbesserten ehemaligen offenen Abwasserkanälen – Fallbeispiel Boye-Teileinzugsgebiet (verändert nach Winking et al., 2014) 14

Einleitung 14

Untersuchungsgewässer 16

Datengrundlage und Probenahmemethode 19

Auswertungsmethoden 19

Ausbreitungsklassen 19

Vergleich der Probestellen 20

Vergleich der Taxa 21

Ausbreitungsklassen und Eigenschaften von ökologisch verbesserten Stellen 21

Ausbreitungswege 22

Ergebnisse 22

Struktur der Lebensgemeinschaft 22

_Toc417920857Ausbreitungsklassen und Eigenschaften der Lebensgemeinschaften ökologisch verbesserter Abschnitte 25

Ausbreitungswege der Taxa 26

Diskussion 28

Sukzession 28

Die Rolle der Ausbreitungsklassen 29

Der Einfluss der Lage der ökologisch verbesserten Stellen 31

Schlussfolgerung 32

Kapitel 2: Das Ökologische Potenzial der Gewässer im Emscher-Einzugsgebiet 32

Kapiteleinleitung 32

Untersuchungsgewässer im Emscher-EZG 34

Datengrundlage und Aufbereitung 34
Daten zum Makrozoobenthos 34
Umweltparameter 36
Auswertungsmethoden 37
Berechnung der Landnutzungsanteile und Altlastenanteile 37
Berechnung des Ökologischen Potenzials 38
Einfluss von Umweltbedingungen auf das Ökologische Potenzial 39
Ergebnisse 41
Ökologische Bewertung der Proben 41
Einfluss von Umweltbedingungen auf das Ökologische Potenzial 44
Diskussion 51
Entwicklung der Probestellen 51
Relevante Umweltparameter für die Wiederbesiedlung 52
Prognose für noch nicht umgestaltete Gewässerabschnitte 53

Maßnahme 2 54

Kapitel 3: Metalle in Sedimenten und im Wasser der ökologisch umgestalteten Gewässer 54

Einleitung 54
Methoden 56
Probenahme 56
Sedimentbehandlung 58
Behandlung Organismenproben 59
Analyse der Metallgehalte 60
Auswertung Makrozoobenthos 60
Ergebnisse 60
Metallgehalte in Sedimenten 60
Metallgehalte in wässrigen Proben 62
Metallgehalte in Organismen 65
Vergleich der Metallgehalte Wasser, Sediment, Organismen 66

Lebensgemeinschaften 67
Diskussion 69
Kapitel 4: Gewässerbezogene Effektuntersuchungen 70
Einleitung 70
Methoden 71
Daphnientest mit Porenwasser 71
Organische Sedimentextrakte 71
RTL-W1 Zelllinie 72
Neutralrot-Rententionstest mit RTL-W1 72
Ergebnisse 73
Daphnientest mit Porenwasser 73
Neutralrot-Rententionstest 74
Diskussion 76
Kapitel 5: Ökotoxikologische Untersuchung aus Gebäudedämmung ausgewaschener Substanzen 77
Einleitung 77
Methoden 77
Verdünnung der Testsubstanzen 77
Testdurchführung 78
Testauswertung 79
Ergebnisse 80
MIT 80
OIT 81
Terbutryn 81
TCPP 82
Diskussion 84

Maßnahme 3 85
Integrierte ökologische Bewertung alternativer Flächennutzungen 85
Ökonomische Bewertung 87

Ergebnisse 90
Diskussion 98
Literatur 100
Anhang 106

Zusammenfassung

Maßnahme 07.1 - Die Beurteilung von Maßnahmen zur naturnahen Umgestaltung

Bäche und Flüsse im Ruhrgebiet wurden lange als „Köttelbecken“ bezeichnet: in Betonhalbschalen verlegt, dienten sie vorwiegend zum oberirdischen Transport von Abwasser. Der Untergrund des Ruhrgebietes ist zudem ein Flickenteppich aus Altlasten, die Gewässer mit Schadstoffen aller Art belasten können. Straßenabwässer und Regenüberläufe tragen auch zu einer komplexen Belastungssituation bei.

Die naturnahe Umgestaltung des Emscher-Systems, die von der Emschergenossenschaft getragen wird, ist das wohl größte Vorhaben zum naturnahen Umbau von Gewässern weltweit. Es wurde möglich, nachdem die Bergsenkungen im Ruhrgebiet abgeschlossen waren und Kanäle jetzt unterirdisch verlegt werden können. In den letzten Jahren wurde damit begonnen, die Bäche des Ruhrgebietes naturnah umzugestalten; das Abwasser wird unterirdisch abgeführt und das Gerinne naturnah gestaltet. Sobald ein Bach abwasserfrei und naturnah umgestaltet ist, besiedeln ihn Tiere und Pflanzen - allerdings mit Hindernissen: sie müssen aus benachbarten Regionen einwandern, da in den Gewässern des Emschergebietes jahrzehntelang keine höheren Lebewesen vorkamen; auch können stoffliche Belastungen und Barrieren die Besiedlung hemmen.

Uns interessiert wie schnell und durch wen die umgestalteten Gewässer besiedelt werden. Dazu haben wir Daten von bereits umgestalteten Bachabschnitten ausgewertet. Ziel ist ein umfassendes Bild, wie sich naturnahe Bedingungen und Lebensgemeinschaften ausbilden. Meist werden Gewässer zunächst von „Pionieren“ besiedelt – und erst nach und nach etabliert sich eine typische Bach-Lebensgemeinschaft. An einzelnen Gewässern haben wir untersucht, ob beispielsweise in den nie verbauten Oberlaufbereichen noch anspruchsvolle Arten vorkommen und die umgestalteten Abschnitte besiedeln können. Die Arten haben in dem Fall nicht nur die Möglichkeit, die ökologisch verbesserten Stellen per Flug oder Anheftung an Wasservögel zu erreichen, sondern auch in diese zu driften. Es zeigte sich, dass eine Anbindung an diese Oberlaufbereiche wichtig für eine schnelle Wiederbesiedlung ist. Umgebaute Gewässer mit einer solchen Anbindung hatten schneller eine ähnliche Artengemeinschaft wie die der nie verbauten Oberlaufbereiche ausgebildet, als Gewässer ohne diese Anbindung.

Wir haben außerdem die Entwicklung einer Bachgemeinschaft im zeitlichen Verlauf abhängig von der Nutzung im Umfeld und weiteren Gewässereigenschaften untersucht. Wir wollten herausfinden, welche Umweltparameter wichtig für eine gute Ausbildung einer Bachartengemeinschaft und somit für die Bewertung, nach einer standardisierten Bewertungsmethode von Fließgewässern, sind. Es zeigte sich, dass ein hohes Alter der ökologisch verbesserten Abschnitte, ein hoher Anteil unversiegelter Fläche und ein hoher Anteil mit Laubgehölzen bewachsener Fläche in gewässernahen Uferbereichen, sowie Totholz in der Gewässersohle und eine vorhandene Anbindung der umgebauten Stellen mit naturnahen Oberlaufbereichen sich positiv auf die ökologische Bewertung auswirkten. Negative

Auswirkungen auf die ökologische Bewertung bewirkten Eisenocker im Gewässer, Entlastungsbauwerke im Oberlauf des umgebauten Abschnitts und ein hoher Anteil versiegelter Fläche im Teileinzugsgebiet. Mit diesem Wissen konnten wir Kriterien angeben, die für die Wiederbesiedlung und eine gute ökologische Bewertung maßgeblich sind. Anhand der Ergebnisse konnten Handlungsempfehlungen für zukünftige Maßnahmen im Rahmen von naturnahen Umgestaltungen abgeleitet werden.

Maßnahme 07.2 - Ökotoxikologische Untersuchungen

In Teilprojekt 07.2 wurden ökotoxikologische Untersuchungen an ökologisch umgestalteten Gewässern des Emscher-Einzugsgebietes durchgeführt. An 25 Stellen erfolgten Metallanalysen in Sedimenten, Oberflächenwasser, Porenwasser, wässrigen Eluaten und Organismen sowie ein Vergleich mit regionalen Hintergrundwerten. Dabei zeigten sich an einigen Stellen deutlich erhöhte Konzentrationen unter anderem für Zink, Cadmium, Nickel und Arsen. Generelle Trends waren aber nicht erkennbar. In einigen Fällen war es nicht das Sediment als vermeintliche Schadstoffsenke, sondern das Oberflächenwasser selbst, das erhöhte Elementfrachten aufwies. Erhöhte Gehalte konnten auch in Organismen nachgewiesen werden, wenn bereits im Wasser und/oder Sediment höhere Gehalte vorlagen.

Bei der Zusammensetzung der Artgemeinschaften konnten keine signifikanten Ähnlichkeiten zwischen Gruppen identifiziert werden. Die Elementgehalte in den Sedimenten, den Porenwässern oder wässrigen Eluaten hatten keinen feststellbaren Einfluss auf die Artgemeinschaften, während Stellen mit erhöhtem Eisen, Zink oder Nickel/Arsen-Gehalt im Oberflächenwasser bei einer Hauptkomponentenanalyse erkennbare Einflüsse zeigten. Speziell Probestellen in der Nähe von Bergehalden fielen hierbei auf.

Bei zwei standardisierten Tests mit dem Kleinkrebs *Daphnia magna* und der Neutralrot-Retention bei Regenbogenforellen-Leberzellen zeigte sich deutlich, dass weitere (organische) Substanzen in den Gewässern vorhanden sind und wirken. Bei diesen Tests wurden meist andere Stellen als belastet identifiziert als bei den Metallanalysen.

Unabhängig von den Untersuchungen an dem Emschersystem wurden vier Substanzen mittels des Daphnientests untersucht, die in neuartigen Dämm- und Baumaterialien Anwendung finden. 2-Methyl-4-isothiazolin-3-on (MIT) und Octhylisothiazolinone (OIT) zeigten dabei eine starke adversive Wirkung bereits bei relativ geringen Konzentrationen. Ihre Umweltrelevanz auch bei Auswaschungen aus diesen Materialien konnte nachgewiesen werden. Tris-2-Chloroisopropylphosphate (TCPP) und Terbutryn zeigten erst bei relativ hohen Dosen eine Wirkung auf die Daphnien. Ihre Umweltrelevanz ist daher als gering einzustufen.

Insgesamt lässt sich folgern, dass die Gewässer im Emschersystem trotz einiger Gemeinsamkeiten recht unterschiedliche Habitate darstellen mit zahlreichen individuellen Einflussfaktoren, die aber in ihrer Gänze nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen waren. Generelle Aussagen oder Handlungsempfehlungen fallen entsprechend schwer. In

Fällen, in denen die Besiedlung mit Organismen zeitlich stark verzögert ist oder sogar unterbleibt, sollten auch ökotoxikologische Parameter erfasst werden.

Maßnahme 07.3 - Integrierte ökologische Bewertung alternativer Flächennutzungen

Für neun typische urbane Lebensräume, von Industriebrachen über Parkanlagen bis hin zu Baumscheiben, wurden Biodiversitätsparameter wie Artenzahl und Anzahl Rote-Liste-Arten ermittelt. Pro Biotoptyp wurden an je acht Transekten, überwiegend in zwei Schwerpunktgebieten der Metropolregion Ruhr, die höheren Pflanzen, Vögel und Tagfalter erfasst. Diese Daten wurden analysiert und sowohl generelle Biodiversitätsmuster für die Metropolregion Ruhr herausgearbeitet als auch die Biotoptypen anhand ihrer Artenzahlen, Rote-Liste und seltenen Arten bewertet. Erwartungsgemäß weisen Maisäcker mit im Mittel 29 Pflanzenarten auf 200 Meter Transektstrecke den geringsten Wert auf. Die meisten Arten konnten in der Metropolregion Ruhr auf alten Industriebrachen gefunden werden, gefolgt von jungen Industriebrachen, Naturschutz-Referenzflächen und Straßenrändern. Auffällig ist, dass statistisch signifikante Unterschiede hinsichtlich der Artenzahlen z. B. bei den Pflanzen nur zwischen Maisäckern auf der einen und den fünf artenreichsten Biotoptypen auf der anderen Seite bestehen. Dieser Hinweis auf eine gewisse Homogenität der Biotoptypen untereinander wird durch die Diversitätsindices unterstrichen: Die α-Diversität – also die Diversität innerhalb eines bestimmten Biotoptyps – ist bei den Biotoptypen innerhalb der Metropolregion Ruhr zwar relativ hoch (z.B. Industriebrachen alt), doch ist die β-Diversität, die als Maß für die Verschiedenartigkeit der Biotoptypen untereinander gelten kann, relativ niedrig. Das bedeutet, dass sich die Biotoptypen hinsichtlich des Vorkommens und der Häufigkeit eines großen Teils der Pflanzenarten ähneln.

Anhand dieser Daten wurde in einem zweiten Schritt für den Modellraum Welheimer Mark die Entwicklung der Biodiversität unter verschiedenen Nutzungsszenarien prognostiziert. Die Szenarien beziehen sich auf den Status quo, verschiedene Typen von Gewerbegebieten, eine durch urbane Landwirtschaft geprägte Kulturlandschaft sowie eine Agroforst-Nutzung. Die unterschiedlichen Nutzungsszenarien wurden aus landschaftsplanerischer Sicht mittels gängigem Biotopwertpunkte-Verfahren der Eingriffsregelung, aus ökologischer Sicht u.a. durch Berechnung zukünftiger Gesamtartenzahlen sowie aus ökonomischer Sicht bewertet. Aus der Perspektive der unterschiedlichen Disziplinen ähneln sich die Bewertungsergebnisse zum Teil: Ein Szenario „Gewerbepark“ wird von allen Disziplinen am besten, das Szenario „Agroforst“ am schlechtesten bewertet.

Einleitung

Das Ruhrgebiet hat in den vergangenen Jahrhunderten mehrfach seine Gestalt gewandelt. Bis Mitte des 20. Jahrhunderts war es der wesentliche Industriestandort Deutschlands mit seiner Kohleförderung und Stahlproduktion. Damit einher gingen die Veränderungen der Landschaft und der Gewässer. Der Umbau der Emscher und ihrer Nebenläufe in ein offenes Abwassersystem war zu Beginn des 20. Jahrhunderts ein großer Erfolg, um die hygienische Situation für die Bevölkerung zu verbessern und die Abwässer der Industrie schnell abzuleiten. Die Schwerindustrie zog sich spätestens seit den 1960er Jahren wieder aus der Region zurück, da sie nicht mehr konkurrenzfähig war. Nur noch wenige Zechen sind bis 2017 aktiv, dann wird es im Ruhrgebiet keine Kohleförderung mehr geben. Gleichzeitig gehen auch die zuvor häufig auftretenden Bergsenkungen zurück und ermöglichen es nun, ein vorher nur schwer realisierbares geschlossenes Abwassersystem zu etablieren. Sobald kein Abwasser mehr in den Gewässern geführt wird, kann dann auch das ehemals offene Abwassersystem wieder in ein naturnahes Gewässer umgebaut werden.

Dieser aktuell laufende Umbau der Emscher als Generationenprojekt und größte Infrastrukturmaßnahme Europas braucht Zeit und Geld. Mit einem geplanten Gesamtbudget von 4,5 Milliarden Euro ist zu Beginn der 1990er Jahre der Emscherumbau gestartet. Zahlreiche Nebengewässer wurden vom Abwasser befreit und ökologisch umgestaltet (EGLV, 2014). In den neu entstandenen Bächen wurde die Etablierung und Entwicklung von passenden Lebensgemeinschaften erwartet. Die neu entstandenen Gewässer fließen allerdings durch ein Gebiet, welches über Jahrzehnte hinweg durch die Industrie genutzt wurde, weshalb viele Gebiete durch Altlasten oder Altlastverdachtsflächen geprägt sind. Diese wiederum können sich neben einer Vielzahl anderer Einflüsse auf die Gewässer und die darin vorkommenden Organismen auswirken (z.B. Guéguen et al, 2000). Vor allem auch das Gewässerumfeld sowie die vergangene Zeit seit der ökologischen Umgestaltung sind Faktoren, die die Besiedlung der Gewässer mit Organismen maßgeblich beeinflussen können. Um den Erfolg der durchgeführten Umbaumaßnahmen im urban geprägten Emscher-Einzugsgebiet aus verschiedenen Blickwinkeln zu evaluieren und Handlungsempfehlungen zur zukünftigen Optimierung von Renaturierungsmaßnahmen abzuleiten, wurden sowohl Indikatoren der EG-Wasserrahmenrichtlinie, als auch neue, selbst entwickelte Indikatoren verwendet (Maßnahme 1) sowie eine ökotoxikologische Bewertung durchgeführt (Maßnahme 2).

In der Bewertung von Fließgewässern gemäß der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) wird u.a. das Makrozoobenthos als Indikator verwendet. Aufgrund ihrer speziellen Anpassungen (wie z.B. an die Wasserchemie, die Habitate im Gewässer) eignet sich diese Tiergruppe besonders, um Aussagen über die chemischen, biologischen und strukturellen Verhältnisse im Gewässer zu treffen. In der vorliegenden Studie wird der Erfolg des ökologischen Umbaus anhand der Besiedlung von neu entstandenen, Fließgewässerabschnitten mit benthischen Invertebraten abgeschätzt. Zahlreiche Studien zeigten jedoch, dass

Renaturierungsmaßnahmen nicht immer den gewünschten Erfolg in der Bewertung mit benthischen Invertebraten nach EU-WRRL anzeigen (Januschke et al., 2009). Die Ursachen hierfür liegen häufig in den räumlichen Gegebenheiten: Es fehlen nahegelegene Populationen von Arten, die in die renaturierten Gewässerabschnitte einwandern können (Lepori et al., 2005). Dies gilt insbesondere für urbane Fließgewässer, deren Einzugsgebiete durch intensive Flächennutzungen teilweise stark fragmentiert sind. Außerdem haben besonders im urbanen Raum viele anthropogen bedingte Stressoren und verschiedenste Umweltbedingungen einen erheblichen Einfluss auf die Fließgewässer und deren Besiedlung mit benthischen Invertebraten.

In der vorliegenden Studie wird daher im Rahmen der Maßnahme 1 zum einen eine detaillierte Betrachtung eines Teileinzugsgebietes im Emscher-Einzugsgebiet, insbesondere vor dem Hintergrund der Wiederbesiedlung ökologisch verbesserter Gewässerabschnitte durch benthische Invertebraten, durchgeführt (Kapitel 1). Zum anderen werden für das gesamte Emscher-Einzugsgebiet der Bewertungsstand der ökologisch verbesserten Gewässer nach EG-WRRL errechnet, die Entwicklung der bereits ökologisch verbesserten Gewässer beschrieben und die Umweltbedingungen mit dem größten Einfluss auf die Fließgewässer und deren Zustand ermittelt, um darüber Handlungsempfehlungen für zukünftige Renaturierungsmaßnahmen auszusprechen. Zudem werden Kriterien vorgeschlagen, die zur Prognose des Renaturierungserfolgs von bisher nicht ökologisch verbesserten Fließgewässerabschnitten herangezogen werden können (Kapitel 2).

Der Eintrag verschiedenster Stoffe und deren Wirkung auf die in den Gewässern lebenden Tiere wurden im Rahmen von Maßnahme 2 untersucht. Dabei lag zunächst ein Schwerpunkt auf einer möglichen Belastung mit Metallen (Kapitel 3), anschließend wurden verschiedene ökotoxikologische Tests durchgeführt (Kapitel 4), um mögliche Störungen der natürlichen Sukzession von Lebensgemeinschaften in den umgestalteten Gewässern zu analysieren und ggf. Handlungsempfehlungen zu entwickeln.

In Kooperation mit Teilprojekt 5 wurden zudem ökotoxikologische Untersuchungen mit aus Gebäudedämmungen ausgewaschenen Substanzen durchgeführt (Kapitel 5).

Der Strukturwandel in der Metropole Ruhr führt natürlich auch zu massiven Veränderungen der vorhandenen Landnutzungen. Neben der Umgestaltung von Gewässerläufen sind das Brachfallen von ehemaligen Werksflächen wie auch die Umnutzung von Flächen als neue Siedlungs- oder Gewerbeflächen deutlich sichtbare Begleiterscheinungen der Entwicklungen in der Metropole Ruhr. Die Bewertung von Natur und Landschaft insbesondere bei der Abwägung zwischen alternativen Nutzungsszenarien bestimmt seit Anfang der 1990er Jahre maßgeblich die Diskussion in deutschsprachigen Umwelt- und Planungswissenschaften (Haber et al. 1991, Plachter 1991, Plachter 1992, Usher u. Erz 1994, Brunzel u. Plachter 1999). Schon bald ist dabei erkannt worden, dass die Thematik im engeren Sinne interdisziplinär ist, weshalb folgerichtig die Bewertung von Natur und Landschaft auch in Disziplinen wie der Ökonomie Forschungsgegenstand wurde (Hampicke 1992). Spätestens seit Constanza et al. (1997) prägen

in der Ökonomie monetarisierende Ansätze und marktbasierte Instrumente die Bewertung von Naturgütern. Infolgedessen stehen aktuell Leistungen, die Ökosysteme und ihre Funktionen für die Wohlfahrt des Menschen erbringen, im Vordergrund und sollen über Instrumente wie z. B. „payments on ecosystem services“ operationalisiert werden (Gallai et al. 2008, TEEB 2010, Macke u. Schweppe-Kraft 2011, Wittmer u. Förster 2011, Sagoff 2011). Dennoch werden die Möglichkeiten zur Monetarisierung von Naturgütern und Ökosystemdienstleistungen nach wie vor kritisch hinterfragt (Roser 2013, Trommler et al. 2013). Vor allem steht die kausale Bindung von „human well-being“ auf der einen und Ökosystemfunktionen oder anderen ökologischen Kriterien wie Biodiversität auf der anderen Seite noch in Frage (Trommler et al. 2013). Auch etablierte, quantifizierende Instrumente wie das Punktebewertungssystem für Biotoptypen in der Eingriffs-Ausgleichsplanung weisen erhebliche fachliche Mängel auf (von Drachenfels 2012). Vor allem die jüngere Auseinandersetzung um die Frage, wie nachhaltig unterschiedliche Nutzungsszenarien sind, macht in diesem Zusammenhang sehr deutlich, dass fachdisziplinäre Ansätze aus gesellschaftlicher, ökologischer und ökonomischer Perspektive kombiniert werden müssen (TEEB 2010, Macke & Schweppe-Kraft 2011, Trommler et al. 2013). Hierbei soll die Zusammenschau mehr oder weniger gut quantifizierbarer Kriterien der einzelnen Disziplinen, wie z.B. Biodiversität (~Artenzahlen) für Ökologie und Naturschutz, Biotopwertpunkte für die Landschaftsplanung oder Deckungsbeiträge für die Ökonomie, zu Nutzungsszenarien im Sinne eines interdisziplinären Nachhaltigkeitsbegriffes führen.

Im Rahmen der Maßnahme 3 wurde aus der Perspektive unterschiedlicher Teilprojekte aus der Landschaftsplanung, der Ökologie und der Ökonomie ein konkreter Modellraum - die Welheimer Mark im Süden der Stadt Bottrop - analysiert und bewertet. Hierbei stand im Vordergrund, welche Auswirkungen planerische Nutzungsszenarien und ihre ökonomischen Bedingungen auf die biologische Vielfalt, im Wesentlichen über Artenzahlen operationalisiert, haben.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen zu Maßnahmen 1 und 2 wurden im Einzugsgebiet der Emscher durchgeführt. Die Emscher ist ein rechtsseitiger Nebenfluss des Rheins und fließt ihm zwischen den Einzugsgebieten von Ruhr und Lippe zu. Sie entspringt in Dortmund-Holzwickede in einem kleinen Waldgebiet (Sölder Holz) und fließt in westlicher Richtung durch den dicht besiedelten Ballungsraum von Dortmund, Castrop-Rauxel, Herne, Gelsenkirchen, Gladbeck, Essen, Bottrop, Oberhausen, Duisburg und Dinslaken. Das Einzugsbiet beträgt 865 km². Nach einer Fließstrecke von 82 km mündet die Emscher bei Dinslaken in den Rhein.

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf Gewässerabschnitten, bei denen die ökologische Umgestaltung bereits seit mehreren Jahren abgeschlossen ist. Auch einige nie verbaute Oberläufe wurden in die Untersuchungen einbezogen, um mögliche Referenzbedingungen zu integrieren. Eine Karte des Untersuchungsgebiets mit Einteilung in die unterschiedlichen Kategorien der Gewässerläufe findet sich in Abb. 0.1. Für die Fallbeispielstudie aus Maßnahme

1 wurde das Teileinzugsgebiet der Boye detailliert untersucht. Die 13 km lange Boye entspringt in Bottrop-Kirchhellen und mündet im Süden von Bottrop rechtsseitig in die Emscher. Die Boye und ihre Nebengewässer entwässern mit ca. 90 Fließkilometern ein 77 km² großes Gebiet. Während der Unterlauf der Boye vorrangig urban beeinflusst ist, ist der Oberlauf teilweise landwirtschaftlich, aber hauptsächlich forstwirtschaftlich geprägt.

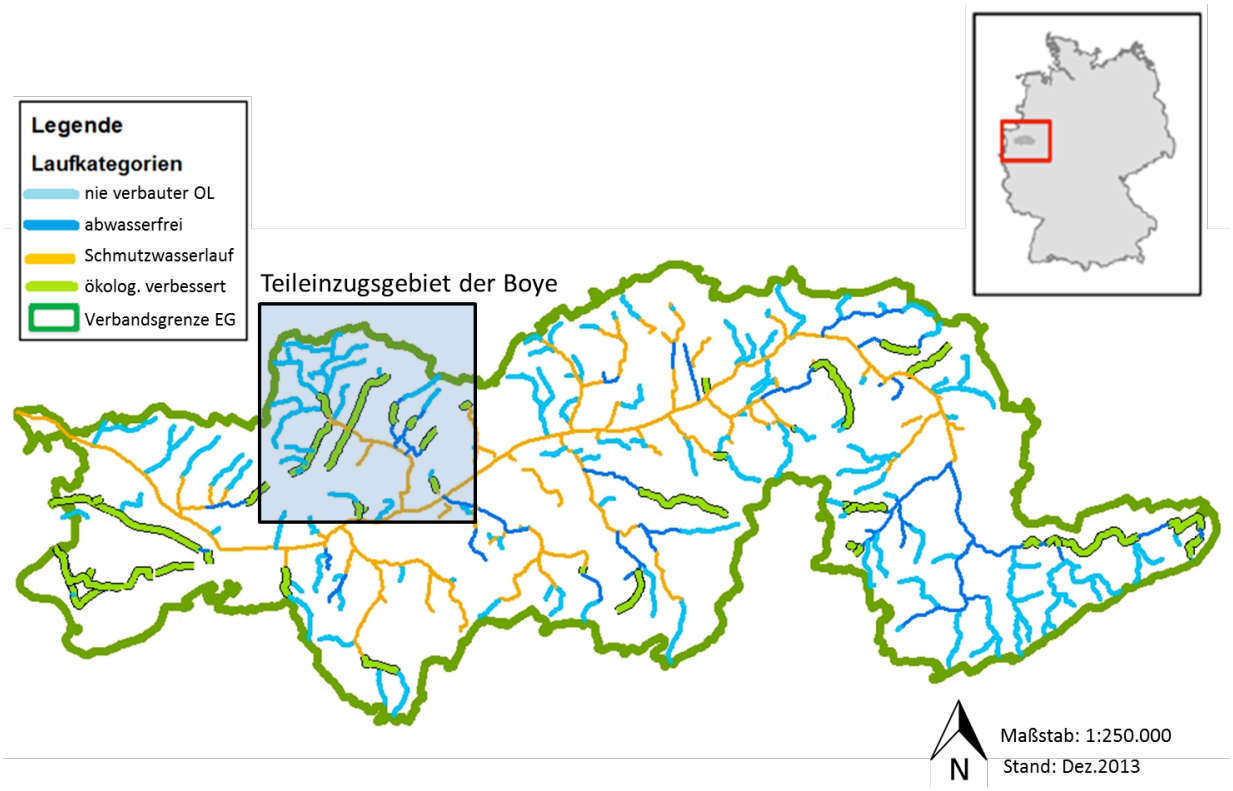


Abbildung 0.1: Die Lage des Emscher-Einzugsgebiets, des Boye-Teileinzugsgebiets und der Stand der ökologischen Verbesserungen (Laufkategorien).OL = Oberlauf, EG = Emschergenossenschaft.

Als Modellraum für Maßnahme 3 diente der Bereich „Welheimer Mark“ am südlichen Rand der Stadt Bottrop (Abb. 0.2). Das 60,5 ha große Gebiet wird durch eine urbane landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Nur im Westen der Welheimer Mark befindet sich eine typische Industriebrache. Um den seit Jahrzehnten bestehenden, aber noch nicht umgesetzten Bebauungsplan vor dem Hintergrund alternativer Nutzungsszenarien neu zu beurteilen, wurden aus planerischer Sicht für die Welheimer Mark sechs verschiedene Szenarien entwickelt bzw. voneinander (Abb. 0.3):

Status quo: Die Welheimer Mark ist als „benachteiligtes Gebiet“ zu bezeichnen. Es findet dort aktuell eine Mischnutzung von Industrie über kleineres Gewerbe und Wohnen bis hin zu konventioneller, jedoch nicht weltmarktfähiger Landwirtschaft statt.

Gewerbegebiet: Die Umsetzung des Bebauungsplanes der Stadt Bottrop sieht für den Westen der Welheimer Mark den Bau eines relativ kompakten Gewerbegebietes vor. Die im Status quo

vorhandene alte Industriebrache würde verschwinden. In diesem Szenario stellt vor allem die infrastrukturelle Erschließung des Gebietes ein Investitionsproblem dar.

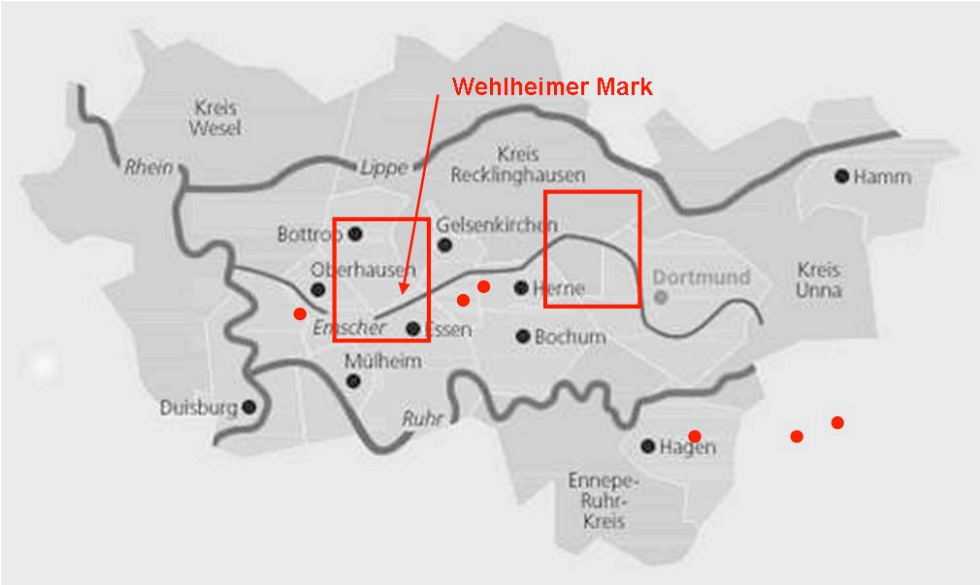


Abbildung 0.2: Untersuchungsgebiete, Lage der Transekte sowie Lage der „Welheimer Mark“. Rote Rechtecke: Die zwei Haupt-Untersuchungsgebiete im Westen und Osten der Metropolregion Ruhr; rote Punkte innerhalb der Region (grau unterlegt): Transekte auf Naturschutz-Referenzflächen; rote Punkte südöstlich der Region: Transekte auf Kalk-Magerrasen in aufgegebenen Steinbrüchen.

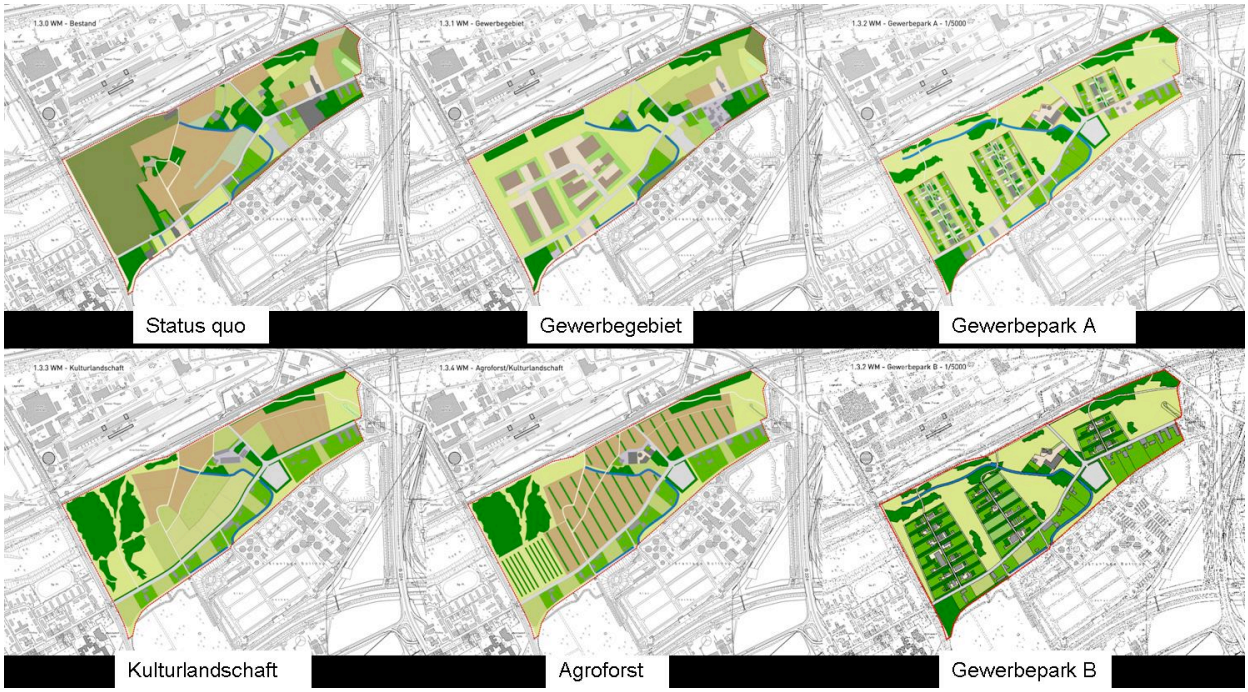


Abbildung 0.3: Planung von sechs alternativen Nutzungsszenarien „Welheimer Mark“.

Gewerbepark A: Im Gegensatz zum Gewerbegebiet sind drei unabhängige „Finger“ für kleinere Gewerbebetriebe vorgesehen. Dieses Szenario ist von einer höheren Durchlässigkeit geprägt, was den ehemaligen landschaftlichen Charakter des Gebietes weniger als ein kompaktes Gewerbegebiet beeinträchtigt. Im Gewerbepark A wird eine streifenförmige Gewerbesiedlung mit Wohnteil vorgeschlagen.

Gewerbepark B: Dieses Szenario sieht ein konisches Baufeld mit einer Gliederung in 50 m breite Streifen vor, die durch Baumreihen markiert werden. Die Größe der Gewerbeparzellen variiert durch die Parzellentiefe.

Industriell geprägte Kulturlandschaft: Das Gebiet soll hier vorrangig für die benachbarte Bevölkerung als Naturerlebnisraum aufgewertet werden. Neben einem sogenannten „Kinderbauernhof“ sind mietbare Beet- und Feldflächen, auf denen Privatpersonen eigenes Gemüse anbauen können, vorgesehen.

Agroforst: Die abwechselnde Anlage von Feldflächen und Baumreihen (in Abständen, die das Befahren mit großen Erntemaschinen zulassen) führt auf der einen Seite zu einer natürlichen Bodensicherung durch die Wurzeln der Bäume und auf der anderen Seite zu einer vorteilhaften Teil-Beschattung der Feldflächen.

Für die Szenarien Gewerbepark A bis Agroforst ist die Errichtung eines Betriebshofes inklusive Blockheizkraftwerk vorgesehen, durch das die auf den Flächen anfallende Biomasse standortnah genutzt werden könnte.

Die unterschiedlichen Flächenzuschnitte und Biotoptypeninventare der einzelnen Nutzungssszenarien wurden dann mit den Instrumentarien der Biotopwertbilanzierung der Eingriffs-Ausgleichs-Regelung (LANUV 2008) gegenüber gestellt.

Maßnahme 1

Kapitel 1: Widerbesiedlungsmuster von benthischen Invertebraten in ökologisch verbesserten ehemaligen offenen Abwasserkanälen – Fallbeispiel Boye-Teileinzugsgebiet (verändert nach Winking et al., 2014)

Einleitung

Zahlreiche Studien haben bereits die Reaktion von Biozönosen benthischer Invertebraten auf Fließgewässerrenaturierungen untersucht. Während in einigen wenigen Studien gezeigt werden konnte, dass die Artenzahl oder die Artendiversität nach Renaturierungsmaßnahmen gestiegen ist (Jungwirth, Moog & Muhar, 1993; Gerhard & Reich, 2000), zeigten die meisten Untersuchungen keine messbaren Reaktionen von Biozönosen nach Renaturierungsmaßnahmen

auf (z.B. Feld et al., 2011; Friberg et al., 1998; Haase et al., 2013; Jähnig et al., 2010; Palmer, Menninger & Bernhardt, 2010; Sundermann et al., 2011a). Die Gründe für diesen ausbleibenden Effekt von Renaturierungen auf das Makrozoobenthos wurden in diesen Studien ausgiebig diskutiert. Offensichtlich werden Lebensgemeinschaften stark von Faktoren auf einer großräumigen Ebene beeinflusst, z.B. von der Wasserqualität, die durch diffuse Nährstoffeinträge beeinflusst wird bis hin zu Meta-Populationsdynamiken auf Einzugsgebietsebene, die von einer kleinräumigen Renaturierungsmaßnahme nicht beeinflusst werden. Vor diesem Hintergrund spielt der lokale Artenpool eine besondere Rolle und gilt als Voraussetzung für eine Wiederbesiedlung mit sensitiven, anspruchsvollen Taxa (Hughes, 2007; Jähnig et al., 2010; Lake, Bond & Reich, 2007; Shields, Knight & Cooper, 1995; Spänhoff & Arle, 2007). Langford et al. (2009) haben einen direkten Zusammenhang zwischen dem Wiederbesiedlungserfolg und der Distanz zu Wiederbesiedlungsquellen festgestellt. Basierend auf einen Datensatz von 24 renaturierten Gewässerabschnitten konnten Sundermann, Stoll & Haase (2011b) einen signifikant positiven Effekt von Wiederbesiedlungsquellen, die sich im Umkreis von bis zu 5 km von renaturierten Gewässerabschnitten befinden, auf die Biozönosen aufzeigen.

Zusätzlich zu der Verteilung des regionalen Artenpools könnten Zeitverzögerungen in der Widerbesiedlung der renaturierten Gewässerabschnitte durch die Ausbreitungsfähigkeiten der entsprechenden Arten beeinflusst werden. Generell verwenden benthische Invertebraten verschiedene Ausbreitungswege zur Verbreitung: den Wasserweg (aktiv schwimmend oder passiv driftend), den Luftweg, aktiv (Kompensationsflug oder ungerichtete Flüge als Imagines) und den Luftweg, passiv (Winddrift oder Thermaldrift als Imagines) und durch Anheftung an z.B. Wasservögeln oder Säugetiere (Bilton, Freeland & Okamura, 2001; Tachet et al. (2010); Van Leeuwen et al. 2013). Die Dispersion der meisten benthischen Taxa erfolgt aus einer Mischung von aktiven und passiven Verbreitungswegen.

Zudem spielen die Ausbreitungsbarrieren zwischen potenziellen Wiederbesiedlungsquellen und renaturierten Gewässerabschnitten eine entscheidende Rolle bei der Wiederbesiedlung. Während renaturierte Abschnitte, die sich unterhalb von naturnahen Gewässerabschnitten befinden, leicht per Drift wiederbesiedelt werden, können beispielsweise Verrohrungen im Oberlauf die Wiederbesiedlung behindern. Außerdem ist die Verbreitung von geflügelten Insekten nicht nur eine Frage der Distanz, sondern auch eine Frage der Landnutzung in den Au- und Uferbereichen, die die Wiederbesiedlung entweder fördern oder hemmen können (Lorenz & Feld, 2013; Pander & Geist, 2013).

Daher sollten Studien zur Wiederbesiedlung renaturierter Gewässerabschnitten sowohl die Sukzession der Biozönose an der Probestelle als auch den lokalen Artenpool, die Ausbreitungsmechanismen der entsprechenden Taxa und potenzielle Wanderbarrieren und –hindernisse berücksichtigen. Analysen zu Wiederbesiedlungsmustern können generell zwei methodische Fehler aufweisen: (1) Wiederbesiedlungsquellen in der Umgebung könnten übersehen und nicht berücksichtigt werden; (2) Taxa, die in dem renaturierten Abschnitt erfasst

wurden und als „Neubesiedler“ beschrieben wurden, können schon vor der Renaturierunsmaßnahme vorgekommen sein können und wurden möglicherweise lediglich übersehen.

In der vorliegenden Studie wurden Wiederbesiedlungsmuster in ökologisch verbesserten urbanen Fließgewässern im Boye-Teileinzugsgebiet untersucht, die von dem zweiten methodischen Fehler nicht betroffen sind, weil die Untersuchungsgewässer vor der ökologischen Verbesserung nicht besiedelt waren. Der Grund dafür ist, dass die meisten Gewässer im Emscher-Einzugsgebiet vor den ökologischen Verbesserungen offene Abwasserkanäle waren, die in ihren Betonschalen ausnahmslos unbehandeltes Abwasser transportierten. Im Rahmen des Emscherumbaus wurden die Untersuchungsgewässer ökologisch verbessert: Das Abwasser wird nun in unterirdischen Rohren abgeführt, die Betonschalen wurden entfernt und das Gewässerbett und –umfeld wurden naturnah gestaltet. Demnach sind alle Makrozoobenthostaxa, die in den ökologisch verbesserten Gewässerabschnitten erfasst wurden, mit Sicherheit nach der ökologischen Verbesserung eingewandert. Für unsere Studie haben wir verschiedene ökologisch verbesserte Gewässerabschnitte und nahegelegene potenzielle Wiederbesiedlungsquellen beprobt und folgende Hypothesen aufgestellt:

(I) Ökologisch verbesserte Gewässerabschnitte durchlaufen in mehreren Jahren eine Sukzession von Biozönosen dominiert von Pionierarten bis hin zu reiferen Biozönosen.

(II) Ökologisch verbesserte Gewässerabschnitte werden zuerst von flugfähigen, anspruchslosen Taxa, daraufhin von flugfähigen, anspruchsvolleren Taxa und zuletzt von nicht flugfähigen Taxa wiederbesiedelt.

(III) Der Wiederbesiedlungserfolg hängt von der Lage des ökologisch verbesserten Gewässerabschnitts ab; Gewässerabschnitte mit einer Anbindung an ein naturnahes Nebengewässer werden aufgrund von Drifteffekten schneller wiederbesiedelt als isolierte Abschnitte. Im Allgemeinen wird der Wiederbesiedlungsprozess durch nahegelegene Wiederbesiedlungsquellen beschleunigt.

Untersuchungsgewässer

Wie die meisten Gewässerabschnitte wurden zu Beginn des 20ten Jahrhunderts auch die Unterlaufbereiche der Boye und ihrer Hauptnebenläufe zu offenen Abwasserkanälen umgebaut. Vor den ökologischen Verbesserungsmaßnahmen hatte das Netz der Abwasserkanäle eine Länge von 30,5 km. Diese Abschnitte waren nicht mit Makrozoobenthos besiedelt, abgesehen von vielleicht wenigen Individuen von Würmern (Oligochaeta).

Seit 1993 wurden diese offenen Abwasserkanäle sukzessive ökologisch verbessert. Bis heute wurden 14,5 km der ehemaligen Abwasserkanäle ökologisch verbessert. Darunter befinden sich Abschnitte der Boye und sechs ihrer Zuflüsse. Die restlichen 16 km befinden sich noch im verbauten Zustand, fungieren noch als Abwasserlauf und werden in den kommenden Jahren ökologisch verbessert.

Die Abschnitte im Oberlauf der Boye inklusive ihren Nebengewässern (59,5 km) wurden nie als offene Abwasserkanäle verwendet und befinden sich in einem annähernd naturnahen Zustand (EGLV, 2014). Zusammen mit Gewässern aus benachbarten Einzugsgebieten, könnten diese naturnahen Oberlaufabschnitte als Wiederbesiedlungsquellen für die ökologisch verbesserten Abschnitte in der Boye dienen.

Wir haben 45 Probestellen im Boye-Einzugsgebiet und in benachbarten Einzugsgebieten beprobt, die man in folgende vier Gewässergruppen einteilen kann (Beispielfotos der Gewässergruppen s. Anhang, Abb. A1):

(1) Ökologisch verbesserte Abschnitte im Boye-Einzugsgebiet: frühere Abwasserkanäle, die zwischen 1993 und 2011 ökologisch verbessert wurden (sieben Probestellen in drei Gewässern) und eine direkte Anbindung an einen nie verbauten Oberlaufabschnitt haben (ökologisch verbesserte Abschnitte mit Anbindung; restored and connected = RC).

(2) Ökologisch verbesserte Abschnitte im Boye-Einzugsgebiet: frühere Abwasserkanäle, die zwischen 2008 und 2011 ökologisch verbessert wurden (sechs Probestellen in vier Gewässern) und KEINE direkte Anbindung an einen nie verbauten Oberlaufabschnitt haben (ökologisch verbesserte Abschnitte ohne Anbindung; restored and unconnected = RU).

(3) Abschnitte im Oberlauf des Boye-Einzugsgebiets: diese Abschnitte wurden nie als Abwasserkanal verwendet, waren zu jeder Zeit mit benthischen Invertebraten besiedelt und könnten nun als Wiederbesiedlungsquellen via Drift oder Luftausbreitung für die ökologisch verbesserten Abschnitte fungieren (21 Probestellen in 14 Gewässern) (Wiederbesiedlungsquellen innerhalb des Boye-Einzugsgebiets (source sites in the Boye catchment = SB).

(4) Abschnitte in benachbarten Einzugsgebieten: diese Abschnitte waren ebenfalls dauerhaft mit benthischen Invertebraten besiedelt und könnten als Wiederbesiedlungsquellen via Luftausbreitung für die ökologisch verbesserten Abschnitte fungieren (11 Probestellen in 11 Gewässern). Diese Probestellen befinden sich innerhalb eines Umkreis von 5 km um die ökologisch verbesserten Abschnitte (Wiederbesiedlungsquellen außerhalb des Boye Einzugsgebiets; source sites outsite the Boye catchment = SO).

In allen ökologisch verbesserten Abschnitten wurden dieselben ökologischen Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt, so dass die Startbedingungen der Wiederbesiedlung jeweils fast gleich waren. Das Schmutzwasser wird nun getrennt vom Gewässerlauf unterirdisch abgeführt, Ufer- und Gewässerbefestigungen wurden entfernt, das Gewässerbett wurde aufgeweitet, eventuell vorhandene Längsverbauungen wurden versetzt, so dass eine Sekundäraue entstehen kann und das Gewässerumfeld und das Gewässerbett wurden naturnah gestaltet bzw. der natürlichen Sukzession überlassen. Alle ökologisch verbesserten Probestellen

besitzen eine Einzugsgebietsgröße von unter 24,7 km², eine Gewässerbreite von kleiner als 3 m und eine Quellentfernung von weniger als 5,2 km. Dennoch unterscheiden sich die ökologisch verbesserten Probestellen in der Gewässergröße (die Boye ist ein Gewässer dritter Ordnung, während die Nebenflüsse Gewässer erster oder in einem Fall zweiter Ordnung sind) und in der Zeit, die nach der ökologischer Verbesserung vergangen ist, also dem Alter der Umgestaltung (1-19 Jahre) (Tab. 1.1). Entsprechend unserer Hypothesen setzten wir also das Vorkommen einzelner benthischer Invertebraten und die Biozönosen in ökologisch verbesserten Probestellen mit a) der Distanz zur Wiederbesiedlungsquelle, b) dem Alter der Umgestaltung und c) den Ausbreitungsfähigkeiten und ökologischen Ansprüchen der einzelnen Taxa in Beziehung.

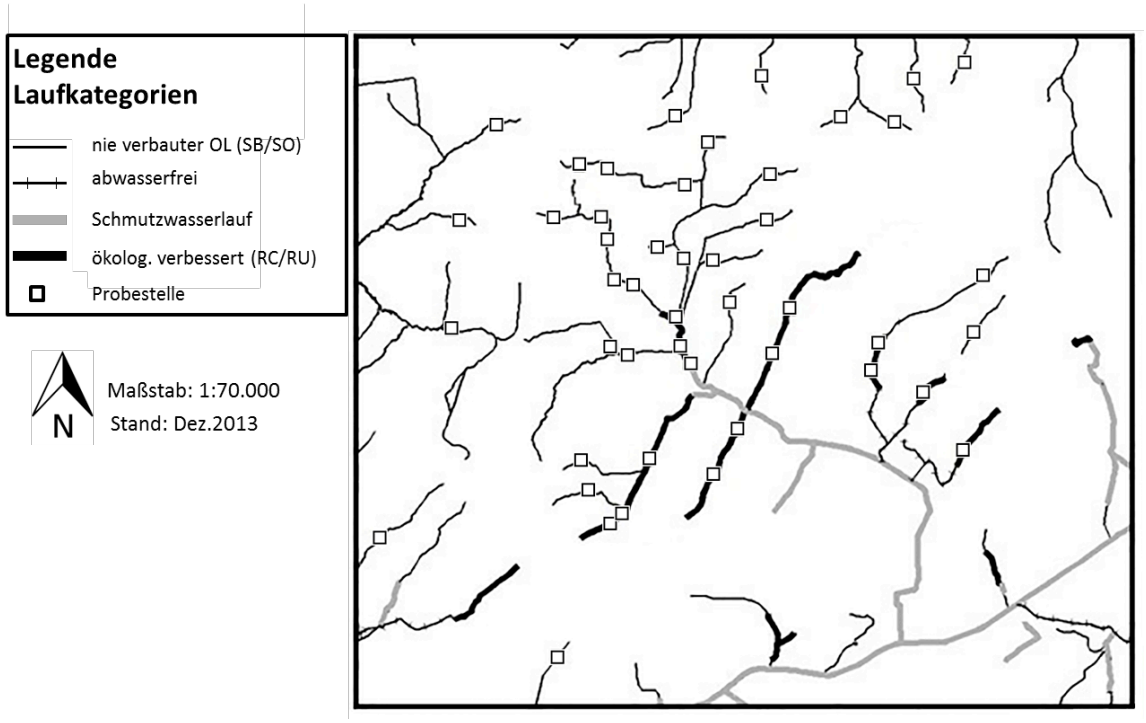


Abbildung 1.1: Die Probestellen im Boye-Einzugsgebiet. OL = Oberlauf, SB = Wiederbesiedlungsquelle innerhalb des Boye-Einzugsgebiets; SO = Wiederbesiedlungsquelle außerhalb des Boye-Einzugsgebiets, RC = ökologisch verbesserte Stelle mit Anbindung an eine Wiederbesiedlungsquelle; RU = ökologisch verbesserte Stelle ohne Anbindung an eine Wiederbesiedlungsquelle.

Tabelle 1.1: Ökologisch verbesserte Probestellen im Boye-Einzugsgebiet. OL = Oberlauf, UL = Unterlauf. Die Nummern in den Probestellenbezeichnungen beziehen sich auf die Lage im Gewässerverlauf: 1 = Probestelle, die der Quelle am nächsten ist.

Gewässername	Boye		Vorthbach			Wittringer Bach		Kirchschemmsbach		Haarbach		Nattbach	Hahnenbach
Probestelle	By1	By2	Vor1	Vor2	Vor3	Wit1	Wit2	Kir1	Kir2	Haa1	Haa2	Nat	Hah
Einzugsgebietsgröße (km²)	24,7	17,5	2,3	2,6	6,7	3,4	3,9	3	3,6	4,7	7,4	3,3	0,7
Gewässerordnung	3	3	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
Distanz zur Quelle (m)	4775	5169	607	908	2048	3051	3588	1008	1675	1836	2810	2470	1026
Alter der Umgestaltung (j)	9	9	19	19	1	1,5	1,5	4	4	1	1	1	1
Position der nächsten Wiederbesiedlungsquelle	OL	OL	UL	UL	OL	OL	OL	-	-	-	-	-	-

Distanz zur nächsten Wiederbesiedlungsquelle (m) (Drift)	1301	881	400	111	229	591	1178	-	-	-	-	-	-

Datengrundlage und Probenahmemethode

Die 45 Probenahmen fanden zwischen Mitte März und Mitte April 2012 bei mittlerem Abfluss statt. Im Bereich jeder Probestelle erfolgte zunächst eine Kartierung aller vorkommenden Habitate (Haase et al., 2006) auf 50 m Fließstrecke. Die Deckungsgrade der Substrattypen wurden in 5%-Stufen abgeschätzt, um sie repräsentativ in 20 Teilproben zu beproben. Eine Teilprobe entsprach einer Fläche von 0,25m x 0,25m. Für die Probennahme wurde entsprechend ein Kescher mit diesen Rahmenmaßen und einer Maschenweite von 500 µm verwendet. Diese Methode garantierte eine qualitative und quantitative Reproduzierbarkeit nach dem deutschen Standard Protokoll (Meier et al. 2006). Um eine Vergleichbarkeit der Habiatabschätzung und der Beprobung zu gewährleisten wurden alle Proben von derselben Person genommen. Die Proben wurden in 96-%igem Alkohol konserviert und im Labor mit Ausnahme der Oligochaeta und der meisten Diptera (Familienniveau) auf Art-oder Gattungsniveau (nach Haase, Sundermann & Schindehütte, 2011) bestimmt. Die entstandenen Taxalisten wurden vor den Analysen harmonisiert (Nijboer & Schmidt-Kloiber, 2004).

Auswertungsmethoden

Ausbreitungsklassen

Basierend auf einer umfangreichen Literaturstudie haben wir die erfassten Taxa in fünf Klassen eingeteilt, die ihre Ausbreitungsfähigkeit und ihre ökologischen Ansprüche widerspiegeln. Einige höhere Taxa wie z.B. Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp. wurden nicht kategorisiert, wenn ebenfalls Taxa dieser Gruppe auf Gattungs- oder Artniveau erfasst wurden. Ebenso wurden Wanzen und Wasserläufer nicht kategorisiert, weil es innerhalb dieser Gruppe beflügelte und unbeflügelte Individuen gibt. Insgesamt wurden 12 Taxa nicht kategorisiert (Winking et al., 2014):

Ausbreitungsklasse A: Hololimnische, nicht-flugfähige/ungeflügelte Taxa

Ausbreitungsklasse B: im Imaginalstadium beflügelt, geringe Ausbreitungsfähigkeit und Habitatspezialisten

Ausbreitungsklasse C: im Imaginalstadium geflügelt, hohe Ausbreitungsfähigkeit und Habitatspezialisten

Ausbreitungsklasse D: im Imaginalstadium geflügelt, geringe Ausbreitungsfähigkeit und Habitatgeneralisten

Ausbreitungsklasse E: im Imaginalstadium geflügelt, hohe Ausbreitungsfähigkeit und Habitatgeneralisten

Als Grundlage der Kategorisierung diente zu einem Großteil die einschlägige Literatur von Bis & Usseglio-Polatera (2004), Schmedtje & Colling (1996), Schmidt-Kloiber & Hering (2012), Tachet et al. (2010), Vieira et al. (2006) und verschiedene Veröffentlichungen mit Informationen zu einzelnen Taxa (s. Anhang Tab. A1).

Für Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit muss mindestens eines der folgenden Kriterien zutreffen: (1) die Flugdistanz vor der Eiablage beträgt laut Vieira et al. (2006) weniger als 1 km; (2) die Ausbreitungsfähigkeit wird in taxaspezifischer Literatur als gering beschrieben; (3) die Ausbreitung per Luftweg beträgt laut Bis & Usseglio-Polatera (2004) und/oder Tachet et al. (2010) (auf Gattungsniveau, s. Anhang T1) weniger als 40 %.

Für Arten mit hoher Ausbreitungsfähigkeit muss mindestens eines der folgenden Kriterien zutreffen: (1) die Flugdistanz vor der Eiablage beträgt laut Vieira et al. (2006) mehr als 1 km; (2) die Ausbreitungsfähigkeit wird in taxaspezifischer Literatur als mittel bis hoch beschrieben; (3) die Ausbreitung per Luftweg beträgt laut Bis & Usseglio-Polatera (2004) und/oder Tachet et al. (2010) 40 % oder mehr.

Habitatspezialisten wurden definiert als Taxa, die (1) laut Schmidt-Kloiber & Hering (2012), Schmedtje & Colling (1996) oder taxaspezifischer Literatur ein bestimmtes Mikrohabitat präferieren oder (2) Quellbereiche (Crenal) präferieren (> 4 Punkte nach Schmidt-Kloiber & Hering, 2012). Präferenzen für Makrophyten (Phylal) oder Schlamm (Pelal) wurden dabei als mögliche Habitate ausgeschlossen, weil wir ein erhöhtes Aufkommen dieser Habitate eher in degradierten Gewässerabschnitten erwarten würden.

Für Habiatgeneralisten muss mindestens eines der folgenden Kriterien zutreffen: (1) Präferenz für verschiedene Mikrohabitate, bzw. ohne Präferenz laut Schmidt-Kloiber & Hering (2012), Schmedtje & Colling (1996) oder taxaspezifischer Literatur; (2) limnophile Taxa (> 4 Punkte nach Schmidt-Kloiber & Hering, 2012); warmstenotherme oder eurytherme Taxa laut Schmidt-Kloiber & Hering (2012); (4) Taxa ohne longitudinale Präferenz, die auch in größeren Flüssen vorkommen könnten (> 4 Punkte nach Schmidt-Kloiber & Hering, 2012).

Vier Taxa (*Pilaria* sp., *Tipula* sp., *Simulium* sp. und *Prodiamesa olivacea*) waren in der Literatur nur unzureichend beschrieben, daher haben wir für diese vier Taxa die Ausbreitungsklassen anhand unserer Besammlungsergebnisse klassifiziert (s. Anhang Abb. A2 und Tab. A1).

Vergleich der Probestellen

Zum Vergleich aller Probestellen untereinander wurden zunächst der Jaccard Ähnlichkeitsindex (Vorkommen/Nicht-Vorkommen) und der Bray-Curtis Ähnlichkeitsindex (Abundanz) berechnet. Zudem wurden die mittleren Ähnlichkeiten zwischen den ökologisch verbesserten Stellen untereinander, den Wiederbesiedlungsquellen untereinander und zwischen den ökologisch verbesserten Stellen und den Wiederbesiedlungsquellen berechnet.

Eine Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) wurde mit den Biozönosen aller Probestellen durchgeführt. Die NMS basierten sowohl auf den Jaccard Index als auch auf den Bray-Curtis Index (log+1 transformierte Daten), um über das Vorkommen/Nicht-Vorkommen der Taxa eine Aussage über eine erfolgreiche Verbreitung und über die Abundanz eine Aussage über die Etablierung der Population zu bekommen. Durch eine Ausreißeranalyse wurde eine Probestelle ausgeschlossen (je dieselbe Stelle in beiden NMS). Darüber hinaus wurde eine weitere „Analyse der Ähnlichkeit“ (ANOSIM, Analysis of similarity) durchgeführt, um mögliche signifikante Unterschiede zwischen den Biozönosen der Gewässergruppen (RC, RU, SB, SO) und den Biozönosen der älteren verbesserten Stellen (Alter: 9-19 Jahre) und den jüngeren verbesserten Stellen (1-4 Jahre) festzustellen. In einer ANOSIM wird getestet, ob die taxonomische Zusammensetzung von zwei Beispielgruppen signifikant unterschiedlich ist. Der Unterschied (R, Bereich: -1 bis +1) wurde also errechnet, um zu testen, ob die Ähnlichkeit innerhalb einer Gruppe signifikant höher ist oder ob sich die beiden Gruppen untereinander ähneln. Der Unterschied R wird errechnet aus den mittleren, gerankten Ähnlichkeitswerten, wobei ein deutlicherer Unterschied zwischen zwei Gruppen durch einen höheren Betrag von R angezeigt wird (R> 0,75: stark unterschiedlich; R > 0,5: mit überlappenden Bereichen, aber deutlich unterschiedlich; R ≤ 0,5: kaum unterscheidbar; R = 0: kein Unterschied). Ein p-Wert von < 5 % zeigt an, dass die errechneten Ergebnisse signifikant sind (Clarke, 1993).

Weiterhin wurden die vier Gewässergruppen hinsichtlich ihrer Bray-Curtis Unähnlichkeit (SIMPER; dissimilarity percentages), und ihrer Unterschiede in Taxazahlen und Abundanzen (Mann-Whitney U-test) getestet.

Vergleich der Taxa

Das Vorkommen aller Taxa wurde in Verbreitungskarten (s. Anhang, Abb. A2) dargestellt, um eine Übersicht über die Besiedlungsmuster der einzelnen Taxa zu erlangen. Ferner wurde für jedes Taxon mit folgender Formel ein Wiederbesiedlungsquotient (WQ) berechnet:

$$WQ = \frac{\text{Stetigkeit in ökologisch verbesserten Stellen [\%]}}{\text{Stetigkeit in Wiederbesiedlungsquellen [\%]}}.$$

Der Wiederbesiedlungsquotient ist ein Indikator für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung, jedoch nicht für eine erfolgreiche Etablierung der Biozönose. Ein hoher errechneter WQ für ein Taxon deutet auf eine hohe Ausbreitungsfähigkeit des entsprechenden Taxon hin. Anhand der WQs der einzelnen Taxa wurde für jede Ausbreitungsklasse der mittlere WQ errechnet.

Ausbreitungsklassen und Eigenschaften von ökologisch verbesserten Stellen

Wir haben die Zusammensetzung der Ausbreitungsklassen jeder ökologisch verbesserten Stelle mit der Konnektivität (Probestellen mit und ohne Anbindung an Wiederbesiedlungsquellen), der Distanz zur Wiederbesiedlungsquelle und der Zeit seit der Umgestaltung in Verbindung gesetzt. Dazu wurde zuerst die Anzahl der Taxa der Ausbreitungsklassen in den Stellen mit Anbindung an Wiederbesiedlungsquellen mit denen ohne Anbindung an Wiederbesiedlungsquellen

verglichen (Mann-Whitney U-test). Die Stellen, die an eine Wiederbesiedlungsquelle angebunden sind, wurden im nächsten Schritt anhand der Zeit nach der Umgestaltung in zwei Gruppen geteilt: jung, mit Anbindung (1-1,5 Jahre) und alt, mit Anbindung (9-19 Jahre). Außerdem wurde die Anzahl der Taxa der Ausbreitungsklassen mit der Distanz zur nächstgelegenen Wiederbesiedlungsquelle in Relation gesetzt (lineare Regression).

Ausbreitungswege

Für alle erfassten Taxa in den ökologisch verbesserten Probestellen wurde die Distanz zum nächstgelegenden Vorkommen des entsprechenden Taxons in GIS/ArcMap 10 (ESRI, Redlands, USA) gemessen. Für den Fall, dass nächste Vorkommen im Oberlauf desselben Gewässernetzes der Probestelle lag, wurde die Driftdistanz gemessen. Falls das nächste Vorkommen in einem nahegelegenen Gewässer außerhalb des Gewässernetzes lag, wurde die Flugdistanz gemessen. Die möglichen Ausbreitungswege wurden folgendermaßen kategorisiert: a) Drift, b) Luftausbreitung aus Wiederbesiedlungsquellen innerhalb des Boye-Einzugsgebiets, c) Luftausbreitung aus Wiederbesiedlungsquellen außerhalb des Boye-Einzugsgebiets, aber innerhalb des 5 km Radius, d) Luftausbreitung aus Wiederbesiedlungsquellen außerhalb des Boye-Einzugsgebiets und außerhalb des 5 km Radius. Wenn eine Wiederbesiedlungsquelle, von der aus Taxa eine ökologisch verbesserte Stelle nur per Luftweg erreichen können, der ökologisch verbesserten Stelle näher liegt als eine Wiederbesiedlungsquelle, von der aus Taxa die ökologisch verbesserte Stelle per Drift erreichen könnten, wurde immer die Driftdistanz für die Analysen verwendet. Anschließend wurden die Ausbreitungswege für jede der Ausbreitungsklassen gemittelt und dargestellt.

Ergebnisse

Struktur der Lebensgemeinschaft

Insgesamt wurden 128 Taxa in den 45 Probestellen erfasst. Fünfzehn Taxa wurden ausschließlich in ökologisch verbesserten Stellen gefunden, 62 Taxa hatten Wiederbesiedlungsquellen und ökologisch verbesserte Stellen gemeinsam und 51 Taxa wurden ausschließlich in den Wiederbesiedlungsquellen erfasst. Im Mittel wurden 20 Taxa in ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung (RC, n=7, Bereich: 17-31) je Probestelle erfasst. Die mittlere Anzahl an Individuen je Probestelle betrug 1.263 Ind./m² (Bereich: 610-4.128). In den ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung (RC, n=6) konnten im Durchschnitt 19 Taxa je Probestelle (Bereich: 11-36) gefunden werden. Die mittlere Anzahl an Individuen je Probestelle betrug 962 Ind./m² (Spannweite: 580 bis 1.443). Die Anzahl an Taxa zwischen RC und RU Probestellen war nicht signifikant unterschiedlich. In den Wiederbesiedlungsquellen wurden insgesamt 113 Taxa erfasst. Durchschnittlich wurden in den Wiederbesiedlungsquellen innerhalb des Boye-Einzugsgebiets (SB, n=21) 21 Taxa (Bereich: 14-29) erfasst, während die mittlere Abundanz 1582 Ind./m² (Bereich: 344- 8915) betrug. In den Wiederbesiedlungsquellen außerhalb des Boye-Einzugsgebiets (SO, n=11) konnten im Durchschnitt 18 Taxa je Probestelle

(Bereich: 18-24) identifiziert werden. Die mittlere Anzahl an Individuen je Probestelle betrug 765 Ind./m² (Bereich: 193-1.874).

Die qualitative Ähnlichkeit der Biozönose zwischen den Wiederbesiedlungsquellen betrug 24,6 % (mittlere Jaccard Ähnlichkeit) und die quantitative Ähnlichkeit der Biozönose betrug 31,9 % (mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit). Die Ähnlichkeit zwischen den ökologisch verbesserten Stellen betrug 25,3 % (mittlere Jaccard Ähnlichkeit) und 36,1 % (mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit), während die Biozönosen der ökologisch verbesserten Stellen und der Wiederbesiedlungsquellen unähnlicher waren (19,7 % mittlere Jaccard Ähnlichkeit; 27,8 % mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit). Prinzipiell sind die ökologisch verbesserten Stellen und die Wiederbesiedlungsquellen auch in den beiden NMS gut voneinander getrennt (Abb. 1.1), wobei die Biozönosen der älteren ökologisch verbesserten Stellen (9-19 Jahre) mit Anbindung (Boye und Vorthbach) den Wiederbesiedlungsquellen ähnlich sind. Die jungen ökologisch verbesserten Stellen (1-4 Jahre), sind deutlich von den Wiederbesiedlungsquellen abgegrenzt. Die Biozönosen der ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung (RU) unterscheiden sich signifikant von den Wiederbesiedlungsquellen (SB und SO) (ANOSIM, basierend auf den Jaccard Index, $R > 0.5$, Signifikanzlevel ≤ 5 %; Tab. 1.2), während die Biozönosen der ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung (RC) sich nicht signifikant von denen der Wiederbesiedlungsquellen unterschieden (ANOSIM, basierend auf den Jaccard und Bray-Curtis Index, $R < 0.5$, Signifikanzlevel ≤ 5 %; Tab. 1.2). Auch die Biozönosen von „jungen“ und „alten“ ökologisch verbesserten Stellen unterschieden sich signifikant voneinander. Die Biozönosen der anderen Gewässergruppen hingegen unterschieden sich nicht signifikant voneinander (RC und RU, SB und SO) (ANOSIM, basierend auf den Jaccard Index, Tab. 1.2). Die größte mittlere Bray-Curtis Unähnlichkeit wurde für die RU und SB Probestellen und die RU und SO Probestellen berechnet (SIMPER, Tab. 1.2)

Ökologisch verbesserte Stellen und Wiederbesiedlungsquellen unterschieden sich auch in der Zusammensetzung der Ausbreitungsklassen (Tab. 1.3). Generell weisen die Wiederbesiedlungsquellen eine höhere Abundanz von hololimnischen Taxa (Ausbreitungsklasse A), mehr Taxa in hoher Abundanz aus Ausbreitungsklasse B (geflügelt, geringe Ausbreitungsfähigkeit, Habitatspezialisten) und D (geflügelt, geringe Ausbreitungsfähigkeit und Habitatgeneralisten) auf. Ökologisch verbesserte Stellen hingegen sind eher durch eine hohe Anzahl und eine hohe Abundanz von geflügelten, gut fliegenden Taxa mit hoher Ausbreitungsfähigkeit und Habitatgeneralisten (Ausbreitungsklasse E) charakterisiert.

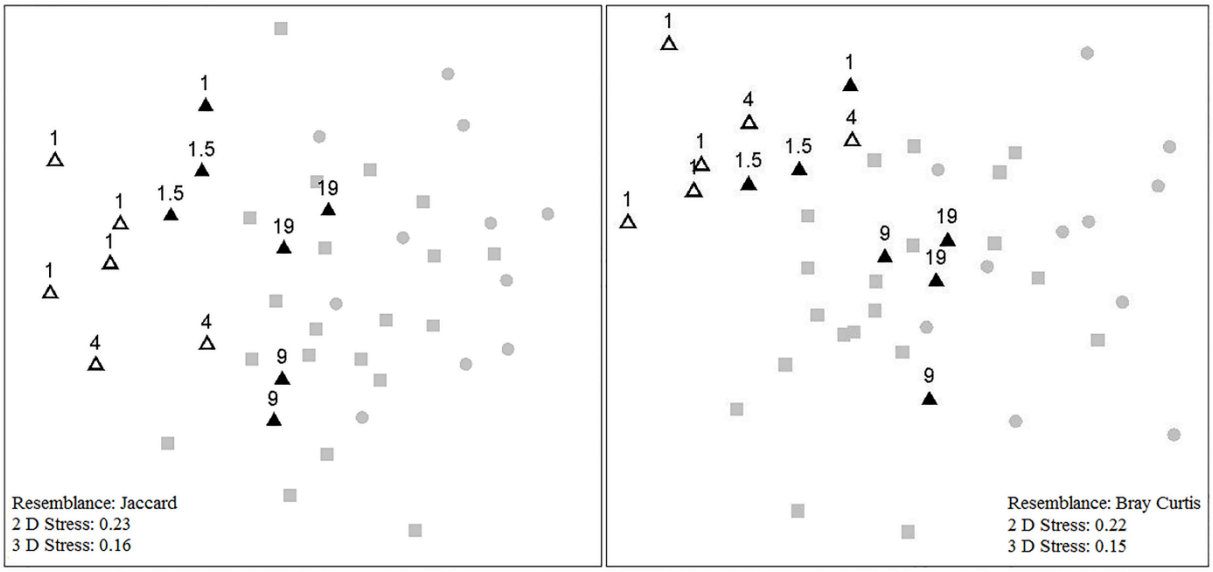


Abbildung 1.2: Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) von Makrozoobenthos Biozönosen in den Probestellen der vier Gewässergruppen (n = 44; Jaccard Index und Bray-Curtis Index): gefüllte Dreiecke = ökologisch verbessert mit Anbindung (RC); offene Dreiecke = ökologisch verbessert ohne Anbindung (RU); graue Rechtecke = Wiederbesiedlungsquelle innerhalb des Boye-Einzugsgebiets (SB); graue Kreise = Wiederbesiedlungsquelle außerhalb des Boye-Einzugsgebiets (SO). Zahlen = Jahre nach Umgestaltung.

Tabelle 1.2: Gruppenweiser Vergleich der Biozönosen der vier Gewässergruppen und der alten und jungen Umgestaltungen (ANOSIM basierend auf den Jaccard und den Bray-Curtis Index) und gruppenweiser Vergleich der mittleren Bray-Curtis Unähnlichkeit (SIMPER). Bei R = 1 ist die Ähnlichkeit innerhalb den einzelnen Gruppen größer als die Ähnlichkeit zu der anderen Gruppe (R > 0,75: stark unterschiedlich; R > 0,5: mit überlappenden Bereichen, aber deutlich unterschiedlich; R ≤ 0,5: kaum unterscheidbar; R = 0: kein Unterschied). Ein p-Wert von < 5 % zeigt signifikante Ergebnisse an. Abkürzungen der Gewässergruppen siehe Abb.1.1.

	Jaccard		Bray-Curtis		
Gruppen	R	p-Wert [%]	R	p-Wert [%]	mittlere Unähnlichkeit [%]
(1) RC, (2) RU	0,381	1,8	0,397	0,1	67,70
(1) RC, (3) SB	0,174	4,7	0,119	12	65,33
(1) RC, (4) SO	0,323	0,5	0,36	0,1	71,95
(2) RU, (3) SB	0,527	0,1	0,477	0,2	73,19
(2) RU, (4) SO	0,805	0,1	0,752	0,1	83,28
(3) SB, (4) SO	0,128	4,1	0,269	0,1	70,15
(5) jung, (6) alt	0,618	0,1	0,569	0,1	70,00

Tabelle 1.3: Vergleich der Ausbreitungsklassen zwischen ökologisch verbesserten Stellen (R) und Wiederbesiedlungsquellen (S). Ø# = Durchschnittliche Anzahl; Ind./m² = Individuen pro Quadratmeter; sig = Signifikanzlevel (= p ≥ 0.05 (Mann & Whitney, 1947)). Abkürzungen der Ausbreitungsklassen siehe Methodenteil, x = Höhere Taxa ohne Zuordnung zu einer Ausbreitungsklasse (s. Kapitel Ausbreitungsklassen).*

	R (n=13)	S (n=32)		R (n=13)	S (n=32)	
Ausbreitungs-klasse	Ø#Taxa	Ø#Taxa	sig	Ø#Ind./m²	Ø#Ind./m²	sig
A	4,8	5,7		355	765	*
B	0,6	1,3	*	14	68	*
C	1,0	1,7		13	20	
D	1,9	3,1	*	186	80	
E	8,7	6,2	*	459	286	*
x	1,7	1,6		95	83	
Summe	18,7	19,6		1122	1302	

Ausbreitungsklassen und Eigenschaften der Lebensgemeinschaften ökologisch verbesserter Abschnitte

In allen ökologisch verbesserten Gewässerabschnitten hat eine Wiederbesiedlung stattgefunden. Das betrifft auch die Gewässerabschnitte, deren Umbauphase erst ein Jahr zurückliegt (Tab. 1.1). Primär erfolgte die Wiederbesiedlung durch aktive Ausbreitung der Taxa aus Ausbreitungsklasse E (beflügelt, hohe Ausbreitungsfähigkeit und Habitatgeneralisten), die in allen ökologisch verbesserten Stellen die höchsten Taxazahlen aufwiesen (Tab. 1.4). Die zweithöchsten Taxazahlen wies Ausbreitungsklasse A (hololimnische) auf, gefolgt von Ausbreitungsklasse D (geflügelt, geringe Ausbreitungsfähigkeit und Habitatgeneralisten), C (geflügelt, hohe Ausbreitungsfähigkeit, Habitatspezialisten) und B (geflügelt, geringe Ausbreitungsfähigkeit, Habitatspezialisten). Dennoch unterschieden sich die Taxazahlen in ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung an ein nie verbautes Nebengewässer von denen ohne Anbindung (Tab. 1.4). Besonders die Habitatspezialisten (Ausbreitungsklassen B und C) konnten in den ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung nicht gefunden werden (eine Ausnahme: *Tinodes waeneri waeneri* in Haarbach1), wurden dahingegen aber in allen ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung gefunden. Habitatgeneralisten aus Ausbreitungsklasse E hingegen hatten signifikant höhere Taxazahlen in ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung (Tab. 1.5).

Um den Einfluss der Faktoren "Alter der Umgestaltung" und "Distanz zur Wiederbesiedlungsquelle" zu ermitteln, wurden nur ökologisch verbesserte Stellen mit Anbindung berücksichtigt. In alten ökologisch verbesserten Stellen (9-19 Jahre) wurden signifikant mehr Taxa aus Ausbreitungsklasse C erfasst als in den jungen ökologisch

verbesserten Stellen mit Anbindung (1-1,5 Jahre), während keine signifikanten Unterschiede innerhalb der anderen Ausbreitungsklassen festgestellt werden konnten (Tab. 1.5). Ebenfalls konnte kein Zusammenhang zwischen der Zusammensetzung der Ausbreitungsklassen und der Distanz zur nächstgelegenen Wiederbesiedlungsquelle festgestellt werden (lineare Regression; R^2 für alle Ausbreitungsklassen < 0.5).

Tabelle 1.4: Anzahl der Taxa je Probestellen und Anzahl der Taxa je Ausbreitungsklasse je Probestelle. Abkürzungen der Probestellen siehe Tab. 1.1. x = Höhere Taxa ohne Zuordnung zu einer Ausbreitungsklasse (s. Kapitel Ausbreitungsklassen).

	Probestelle	Anzahl der Taxa	Ausbreitungsklassen					
			A	B	C	D	E	x
mit Anbindung	By1	17	7	0	1	2	6	1
	By2	31	8	1	5	6	8	3
	Vor1	19	5	1	2	3	6	2
	Vor2	17	6	1	3	2	3	2
	Vor3	18	5	2	1	2	6	2
	Wit1	23	5	2	0	3	10	3
	Wit2	17	4	1	0	1	10	1
ohne Anbindung	Kir1	19	6	0	0	3	8	2
	Kir2	26	7	0	0	2	15	2
	Haa1	15	0	0	1	0	13	1
	Haa2	18	4	0	0	1	12	1
	Nat	13	2	0	0	0	10	1
	Hah	11	3	0	0	0	7	1
	Durchschnitt	18,8	4,8	0,6	1	1,9	8,8	1,7

*Tabelle 1.5: Effekte der Anbindung an potenzielle Wiederbesiedlungsquellen (n = 13) und dem Alter der Umgestaltung (nur Stellen mit Anbindung; n = 7) auf die Anzahl der Taxa verschiedener Ausbreitungsklassen. sig = Signifikanzlevel (Mann-Whitney-U-test): *signifikant (p ≤ 0.05),** hoch signifikant (p ≤ 0.01), ***sehr hoch signifikant (p ≤ 0.005), p = Signifikanzwert, AK = Ausbreitungsklasse, n = Anzahl der Taxa.*

	Anbindung					Alter der Umgestaltung				
sig		***	*		*			*		
p	0.130	0.004	0.04	0.06	0.03	0.07	0.076	0.048	0.354	0.138
AK	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
n	32	6	16	16	46	32	6	16	16	46

Ausbreitungswege der Taxa

Zunächst wurden die Verteilungsmuster der der Habitatspezialisten (Ausbreitungsklassen B und C) näher untersucht. Die Anzahl der Taxa dieser Ausbreitungsklassen unterschied sich stark zwischen den „alten“ und „jungen“ ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung. Während in den jungen ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung (Vorthbach3, Wittringer Mühlbach1

und Wittringer Mühlbach2) alle erfassten Habitatspezialisten ebenfalls im angebundenen Oberlauf gefunden wurden, konnten in den älteren ökologisch verbesserten Probestellen mit Anbindung (Vorthbach1, Vorthbach2, Boye1 und Boye2) zusätzlich Habitatspezialisten erfasst werden, die im angebundenen Oberlauf nicht vorkamen. Das betraf besonders die Arten *Anabolia nervosa*, *Potamophylax* sp. and *Potamophylax rotundipennis*.

Für alle erfassten Taxa wurde der mögliche Besiedlungsweg ermittelt und der Abstand zur nächstgelegenen Wiederbesiedlungsquelle gemessen. Zudem wurde die Durchschnittsentfernung aller Taxa je Ausbreitungsklasse errechnet (Abb. 1.2). Taxa aus Ausbreitungsklasse B wurden nur in ökologisch verbesserten Stellen gefunden, die eine Widerbesiedlungsquelle im Oberlauf hatten, die Taxa also per Drift einwandern konnten, während die Wiederbesiedlung von Taxa anderer Ausbreitungsklassen vorrangig durch den Luftweg erfolgte. Besonders Taxa aus den Ausbreitungsklassen A und E, die in den ökologisch verbesserten Stellen erfasst wurden, hatten bereits ein Vorkommen innerhalb des Boye-Einzugsgebiets. Die durchschnittliche Distanz, die von Taxa aus den Ausbreitungsklassen A, B, D und E zurückgelegt wurde, betrug ca. 2.000 m (Median) und für Ausbreitungsklasse C betrug sie ca. 4.000 m (Abb. 1.3).

Der Wiederbesiedlungserfolg der Taxa unterschiedlicher Ausbreitungsklassen spiegelte sich auch durch den gemittelten Wiederbesiedlungsquotienten wider: E (Mittelwert WQ: 1,01) → A (Mittelwert WQ: 0,33) → D (Mittelwert WQ: 0,32) → C (Mittelwert WQ: 0,2) → B (Mittelwert WQ: 0,07).

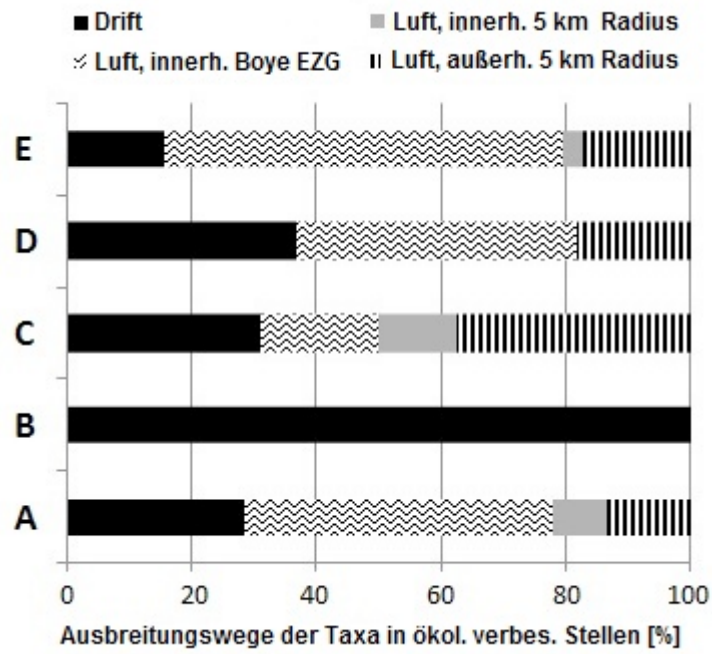


Abbildung 1.3: Ausbreitungswege aller erfassten Taxa der ökologisch verbesserten Stellen, zusammengefasst in Ausbreitungsklassen der Taxa (s. Kapitel Ausbreitungsklassen).

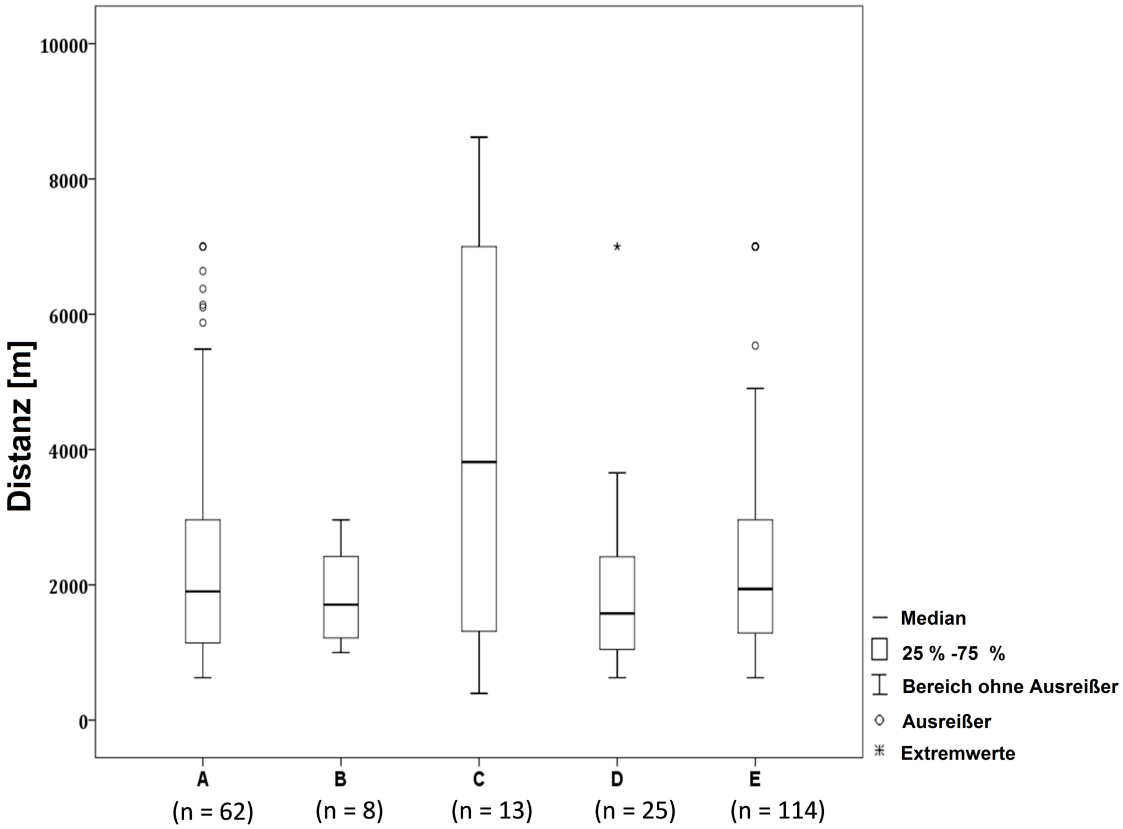


Abbildung 1.4: Distanz zu der nächstgelegenen Wiederbesiedlungsquelle für alle erfassten Taxa aus den ökologisch verbesserten Stellen, zusammengefasst in Ausbreitungsklassen der Taxa (s. Kapitel Ausbreitungsklassen).

Diskussion

Sukzession

Entsprechend der ersten Hypothese wurde erwartet, dass die ökologisch verbesserten Stellen eine Sukzession von Pionierzönosen zu eher reiferen Zönosen durchlaufen. Die Ergebnisse unserer Untersuchungen bestätigen diese Annahme. Die Biozönosen der alten ökologisch verbesserten Stellen ähneln denen der Wiederbesiedlungsquellen, wohingegen die der jungen ökologisch verbesserten Stellen diesen wenig ähnlich sind. Außerdem wurden Unterschiede zwischen den ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung und ohne Anbindung an einen naturnahen Oberlaufbereich deutlich. Die Biozönosen der ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung erreichten zwischen neun und neunzehn Jahren eine reifere, zu den Wiederbesiedlungsquellen vergleichbare Zönose. Für die ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung braucht die Biozönose mehr Zeit, um ein vergleichbares Stadium zu erreichen. Die Ergebnisse geben aber keine Aufschlüsse über die Zeit, die ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung tatsächlich benötigen, da die Umgestaltung der ältesten ökologisch verbesserten Stelle zum Zeitpunkt der Probenahme erst vier Jahre zurücklag und noch keine „reife“ Zönose

erlangt hat. Insgesamt passen diese zeitlichen Einschätzungen zu denen von Becker & Robson (2009), die ein Reifestadium von Zönosen des Makrozoobenthos in Fließgewässern acht Jahre nach der Renaturierung derer Uferbereiche beobachteten.

In Bezug auf Sukzession kann eine ökologisch verbesserte Stelle als „reif“ bezeichnet werden, wenn die taxonomische Zusammensetzung der Ausbreitungsklassen denen der Wiederbesiedlungsquellen ähnelt. Insbesondere im Boye-Einzugsgebiet werden reife Biozönosen durch das Vorkommen hololimnischer Taxa (Ausbreitungsklasse A) und flugfähiger Taxa mit geringer Ausbreitungsfähigkeit charakterisiert (Ausbreitungsklassen B und D).

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass sich die Habitate für Spezialisten (Ausbreitungsklassen B und C), erst nach einiger Zeit entwickelt haben. Einige Taxa, wie z.B. *Glyphotaelius pellucidus*, benötigen Ufergehölze für ihre Eiablage. „Zerkleinerer“ , wie beispielsweise *Amphinemura* sp., *Halesus* sp., *Potamophylax* sp. or *Micropterna* sp. benötigen Blätter im Gewässer als Nahrungsquelle und viele Köcherfliegen-Arten benötigen Blätter zum Köcherbau. Die xylophage Köcherfliege *Lype reducta* benötigt Totholz als Nahrungsquelle. Diese Habitatspezialisten wurden in unseren jungen ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung nicht gefunden, konnten jedoch in den Wiederbesiedlungsquellen und in den ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung und in den alten ökologisch verbesserten Stellen gefunden werden. Das ist ein Hinweis, dass Ufergehölze die Entwicklung der benthischen Zönosen unterstützen, indem sie Habitate und/oder Nahrung zur Verfügung stellen. Die Entwicklung von Ufergehölzen benötigt Zeit (Kail & Hering, 2005; Bell et al., 2013); Jones & Schmitz (2009) schätzen diese Zeit auf ein bis zwei Jahrzehnte, was sich mit unseren Ergebnissen deckt.

Gustafsson et al. (2013) haben die Wiederbesiedlung eines neu angelegten Fließgewässerabschnitt mit benthischen Invertebraten untersucht. Nach zwei Jahren haben ca. 60 % der Arten, die in der direkten Umgebung vorkamen, diesen neuen Abschnitt wiederbesiedelt. Unter den fehlenden 40 % befanden sich vorrangig Arten, die eine geringe Ausbreitungsfähigkeit hatten oder spezielle Habitatbedingungen benötigten. Daher werden die Unterschiede in den „alten“ und „jungen“ umgestalteten Abschnitten nur zum Teil durch die Ausbreitung der Taxa erklärt sondern auch auch von der Verfügbarkeit besonderer Habitate beeinflusst.

Die Rolle der Ausbreitungsklassen

Hinsichtlich der zweiten Hypothese wurde erwartet, dass die ökologisch verbesserten Stellen zuerst von gut flugfähigen Habitatgeneralisten und zuletzt von nicht-flugfähigen Taxa wiederbesiedelt werden. Diese Hypothese wurde durch die Ergebnisse nicht gestützt. Die Wiederbesiedlungsquellen wurden zwar durch hololimnischen Taxa und Habitatspezialisten und -generalisten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit (Ausbreitungsklassen A, B und D) besiedelt, was unsere Hypothese zur Sukzession unterstützt. Hingegen weicht die Zusammensetzung der Ausbreitungsklassen in den ökologisch verbesserten Stellen erheblich

von der Hypothese ab. Die ökologisch verbesserten Stellen wurden in folgender Reihenfolge durch die Ausbreitungsklassen wiederbesiedelt: E, A, D, C, B.

Das dominante Vorkommen von gut ausbreitungsfähigen Habitatgeneralisten (Ausbreitungsklasse E) in den ökologisch verbesserten Stellen war zu erwarten. In vielen Fällen war die nächstgelegene Wiederbesiedlungsquelle für diese Taxa einige Kilometer entfernt (z.B. die Wiederbesiedlungsquelle von *Cloeon dipterum*, Anhang, Abb. A2). Die Kombination aus guter Ausbreitungsfähigkeit und geringer Habitatspezifität definiert diese Taxa als Pioniere (im Sinne von Gore, 1982), die die ökologisch verbesserten Stellen mit hoher Wahrscheinlichkeit erreichen und gleichzeitig auch Stellen mit geringer Habitatdiversität besiedeln. Obwohl Spänhoff & Arle (2007) annahmen, dass eine Wiederbesiedlung per Luftweg mehrere Jahre benötigt, zeigen unsere Ergebnisse, dass geflügelte Habitatgeneralisten die ökologisch verbesserten Stellen am effektivsten und am schnellsten wiederbesiedeln.

Der Wiederbesiedlungserfolg von hololimnischen Taxa (Ausbreitungsklasse A) hingegen war unerwartet und könnte folgendermaßen erklärt werden: Nicht flugfähige Taxa verbreiten sich hauptsächlich passiv (z.B. durch Drift) aber auch aktiv (z.B. Flohkrebse durch Wanderung). Die Verbreitung von Organismen durch Drift geschieht relativ schnell. Flohkrebse paaren sich das ganze Jahr und haben somit auch eine hohe Zahl an Nachkommen (Hynes, 1955), die über Drift schnell verbreitet werden können. Schnecken sind teilweise zur Selbstbefruchtung fähig und laichen mitunter mehrmals im Jahr (Glöer & Meier-Brook, 2003). Auch sie haben eine hohe Anzahl an Nachkommen, die leicht verbreitet werden können und eine Etablierung an ökologisch verbesserten Stellen wahrscheinlicher machen. Laut Spänhoff & Arle (2007) ist die Driftausbreitung häufiger und schneller als die Luftausbreitung. Dennoch wurden nicht-flugfähige Taxa auch in den ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung gefunden, die sicher nicht durch Drift besiedelt wurden. Auch haben wir keinen signifikanten Unterschied der Artenzahl hololimnischer Taxa in den Stellen mit Anbindung und ohne Anbindung festgestellt. In 73% der Fälle haben die hololimnischen Taxa die ökologisch verbesserten Stellen nicht per Drift erreicht. Möglicherweise gab es unentdeckte Vorkommen in umliegenden Gräben, Teichen, temporären Gewässern oder in Wiesen (für lentische Taxa) und konnten die Fließgewässerabschnitte während Hochwasserphasen erreichen (Langford et al., 2009). In Ausnahmefällen könnten Taxa in den ehemaligen Abwasserkanälen überlebt haben, z.B. einige Oligochaeten (basierend auf einer eigenen Probenahme in einem aktuellen offenen Abwasserkanal) oder Taxa mit einem hohen Saprobiewert (z.B. *Physa fontinalis*, SI 3.6). Darüber hinaus sind vermutlich andere Ausbreitungswege wie die Anheftung an Wasservögel oder Säugetiere (Van Leeuwen et al., 2013), die Verbreitung durch das Grundwasser (z.B. juvenile Stadien von aquatischen Insekten) (Boulton et al., 1998) oder anthropogene Einflüsse weitaus wichtiger als erwartet. Diese Ausbreitungsmechanismen sind effektiv, aber langsamer als die Luftverbreitung der gut fliegenden Habitatgeneralisten (Ausbreitungsklasse A); nur vier hololimnische Taxa wurden in den ökologisch verbesserten Stellen ein Jahr nach der Umgestaltung erfasst.

Habitatgeneralisten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit (Ausbreitungsklasse D) wurden fast ausschließlich in ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung oder alten ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung erfasst. Dass ein sehr hoher Anteil an ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung von Taxa der Ausbreitungsklasse D wiederbesiedelt wurde, ist zusätzlich ein Hinweis auf deren geringe Ausbreitungsfähigkeit. Die am wenigsten erfolgreichen Wiederbesiedler waren Taxa der Ausbreitungsklassen B und C, die spezielle Habitatansprüche haben. Eine geringe Habitatdiversität in jungen ökologisch verbesserten Stellen, wie das Fehlen von Laub oder Totholz, könnte die Eiablage oder das Überlegen der Jugendstadien in diesen Abschnitten verringert oder verhindert haben. Besonders die Habitatspezialisten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit (Ausbreitungsklasse B) wurden nur in ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung gefunden; diese Taxa erreichen diese Stellen kontinuierlich aus den Oberlaufbereichen.

Der Einfluss der Lage der ökologisch verbesserten Stellen

Nach der dritten Hypothese wurde erwartet, dass der Wiederbesiedlungsprozess durch nahegelegene Wiederbesiedlungsquellen beschleunigt wird; die wurde durch unsere Ergebnisse bestätigt.

Die meisten Taxa, die die ökologisch verbesserten Stellen wiederbesiedelt haben, kamen bereits im Boye-Einzugsgebiet vor. Ökologisch verbesserte Stellen mit Anbindung an eine Wiederbesiedlungsquelle werden von signifikant mehr Taxa aus den Ausbreitungsklassen B und C besiedelt als ökologisch verbesserte Stellen ohne diese Anbindung. Darüber hinaus wird in anderen Studien die Anbindung zu Wiederbesiedlungsquellen als wichtigster Faktor für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung von renaturierten Gewässerabschnitten beschrieben (e.g., Renöfält, Nilsson & Jansson, 2005; Lake et al., 2007; Spänhoff & Arle, 2007).

Unabhängig von diesem generellen Muster konnte die vorliegende Studie auch die Bedeutung von Wiederbesiedlungsquellen in größeren Distanzen aufzeigen. Fünfzehn Taxa (12 % von allen Taxa) wurden zwar in den ökologisch verbesserten Stellen gefunden aber nicht in den beprobten Wiederbesiedlungsquellen erfasst (s. Anhang, Tab. A1). Diese Taxa müssen daher, wenn keine Wiederbesiedlungsquellen in der Nähe übersehen wurden, weiter als 5 km geflogen sein, um die ökologisch verbesserten Stellen zu erreichen. Taxa wie *Anabolia nervosa, Potamophylax rotundipennis* oder *Ischnura elegans* sind große Arten und gute Flieger, die diese Distanz sehr wahrscheinlich über den Luftweg zurückgelegt haben. In den anderen Fällen wird vermutet, dass einige Wiederbesiedlungsquellen im Radius von 5 km übersehen wurden und die entsprechenden Taxa dort Quellpopulationen hatten. Die Mehrheit der Wiederbesiedlungsereignisse (88 %) resultierte jedoch aus Wiederbesiedlungsquellen, die weniger als 5 km von den ökologisch verbesserten Stellen entfernt lagen. Dieses Ergebnis unterstützt die Beobachtungen von Sundermann et al. (2011b), die ebenfalls einen Einfluss von Wiederbesiedlungsquellen, die sich innerhalb eines 5 km Radus um renaturierte Gewässerabschnitte befinden, feststellten.

Schlussfolgerung

Untersuchungen mit dem Ziel, Wiederbesiedlungsmuster von benthischen Invertebraten zu analysieren, kranken häufig daran, dass Arten als Neubesiedler beschrieben werden, obwohl sie bereits vor einer Renaturierung vorkamen und lediglich nicht gefunden wurden. Die einmalige Situation im Emscher-Einzugsgebiet bietet nun die Gelegenheit, Analysen zu Wiederbesiedlungen ohne diesen Fehler durchzuführen, da benthische Invertebraten vor den Verbesserungen nicht vorkamen. Jede gefundene Art ist somit mit Sicherheit ein Neubesiedler. Nach der ökologischen Verbesserung durchlaufen die Biozönosen in urbanen Gewässern eine deutliche Sukzession. Ein Jahr nach der Umgestaltung haben sich bereits viele Pionierarten angesiedelt, das Erreichen einer reiferen Biozönose benötigt hingegen ungefähr ein Jahrzehnt. Das ist eine Zeitspanne, die auch in anderen Untersuchungen festgestellt wurde.

Anhand der großen Anzahl ökologisch verbesserter Gewässerabschnitte in dem kleinen Boye-Einzugsgebiet konnte unsere Studie dazu beitragen, drei für die Wiederbesiedlung wichtige Faktoren besser zu verstehen. Erstens: Ausbreitungsfähigkeit und der Grad an ökologischer Spezialisierung von Taxa sind entscheidend für die Wiederbesiedlung. Ebenso wichtig ist die Abundanz der Taxa in nahegelegenen Wiederbesiedlungsquellen, wie durch den unerwarteten guten Wiederbesiedlungserfolg hololimnischer Taxa deutlich wurde. Zweitens: Die Anbindung von naturnahen Wiederbesiedlungsquellen an ökologisch verbesserte Stellen erhöht ihren Wiederbesiedlungserfolg maßgeblich. Drittens: Gut entwickelte Habitatbedingungen, im Besonderen holzige Ufervegetation, ist eine Voraussetzung für die Wiederbesiedlung durch anspruchsvollere Taxa. Um den Prozess von Sukzession längerfristig und ganzheitlich besser zu verstehen wäre es ratsam, populationsgenetische Untersuchungen durchzuführen.

Unsere Studie konnte auch zeigen, dass Habitatspezialisten den beginnenden Reifeprozess einer ökologisch verbesserten Stelle anzeigen. Die Ausbreitungsklassifizierung unserer Studie ist leicht übertragbar auf andere Untersuchungsgewässer. Anhand der beschriebenen Regeln können Taxa, die in dieser Studie nicht vorkamen, neu klassifiziert werden. Durch die relative konstante Anzahl von Taxa der verschiedenen Ausbreitungsklassen im Vergleich zu Artenreichtum oder Ähnlichkeitsmuster, empfehlen wir die Verwendung von Ausbreitungsklassen für Untersuchungen zum Reifezustand von Biozönosen in renaturierten Fließgewässern.

Kapitel 2: Das Ökologische Potenzial der Gewässer im Emscher-Einzugsgebiet

Kapiteleinleitung

Mit dem Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) am 22.12.2000 änderte sich die Gewässerschutzpolitik (EG-WRRL 2000). Seither werden die Gewässer mit

ihrem Einzugsgebiet als Einheit betrachtet, in der Oberflächengewässer, Grundwasser und Übergangs- und Küstengewässer in enger Wechselwirkung zueinander stehen. Eine Folge ist, dass in der Gewässerschutzpolitik nur viel stärker die Ziele des Naturschutzes Beachtung finden, da Gewässer als Lebensraum für verschiedene Pflanzen- und Tierarten verstanden werden (Konold 2008).

Die EG-WRRL hat unter anderem das ehrgeizige Ziel, die Oberflächengewässer bis zum Jahre 2015 (bzw. 2021 und 2017) in einen „Guten Ökologischen Zustand“ (GÖZ) oder ein „Gutes Ökologisches Potenzial“ (GÖP) zu versetzen (EG-WRRL, 2000), wobei als Maßstab für diese Bewertung neben der Gewässerchemie vor allem die Gewässerflora und-fauna (biologische Qualitätskomponenten: Makrophyten-Phytobenthos, Fische und Makrozoobenthos) dienen.

Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes betreffen in starkem Maße die Fließgewässer des nordrhein-westfälischen Tieflands und insbesondere des Emschersystems. Letztere sind seit Jahrhunderten stark anthropogen überformt und in großen Teilen begradigt und verbaut, um das Abwasser der Region zu transportieren (vgl. Kapitel 1).

Aufgrund der sehr starken anthropogenen Überformung, die bis heute anhält, der starken Bebauung und der Folgeschäden des Bergbaus kann der GÖZ in fast keinem der Emscher-Gewässer erreicht werden. Für diese „erheblich veränderten Gewässer“ soll stattdessen das GÖP erreicht werden.

Die Emschergenossenschaft hat im Rahmen ihrer wasserwirtschaftlichen Aufgaben bereits umfangreiche ökologische Verbesserungen an Fließgewässern im Einzugsgebiet der Emscher durchgeführt, mit dem Ziel, das GÖP zu erreichen. Von ca. 350 Fließkilometern wurden bis heute bereits ca. 105 Fließkilometer ökologisch verbessert. Der aktuelle Zeitpunkt ist günstig für die Überprüfung der Zielerreichung, um die Umgestaltungsmaßnahmen in Zukunft weiter zu optimieren. Anhand er herrschenden Umweltbedingungen in umgestalteten Gewässern können Handlungsempfehlungen für zukünftige Maßnahmen abgleitet und Kriterien ermittelt werden, die zur Prognose des Renaturierungserfolgs herangezogen werden können. Hierzu haben wir in den folgenden Analysen folgende Fragestellungen bearbeitet:

(I) Welches ökologische Potenzial haben die bereits ökologisch verbesserten Gewässer im Emscher-Einzugsgebiet?

(II) Welche Umweltparameter und Einflussfaktoren beeinflussen das ökologische Potenzial? Und welche dieser Faktoren erklären das ökologische Potenzial am besten?

(III) Welche Handlungsempfehlungen ergeben sich daraus um zukünftige Renaturierungsaßnahmen zu optimieren?

Untersuchungsgewässer im Emscher-EZG

Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsgebiets und dessen Entwicklung findet sich zu Beginn dieses Berichts. In Abbildung 2.1 gibt eine Übersicht des Emscher-Einzugsgebiets Auskunft über die unterschiedlichen Umbaustadien (Laufkategorien) der Gewässer.

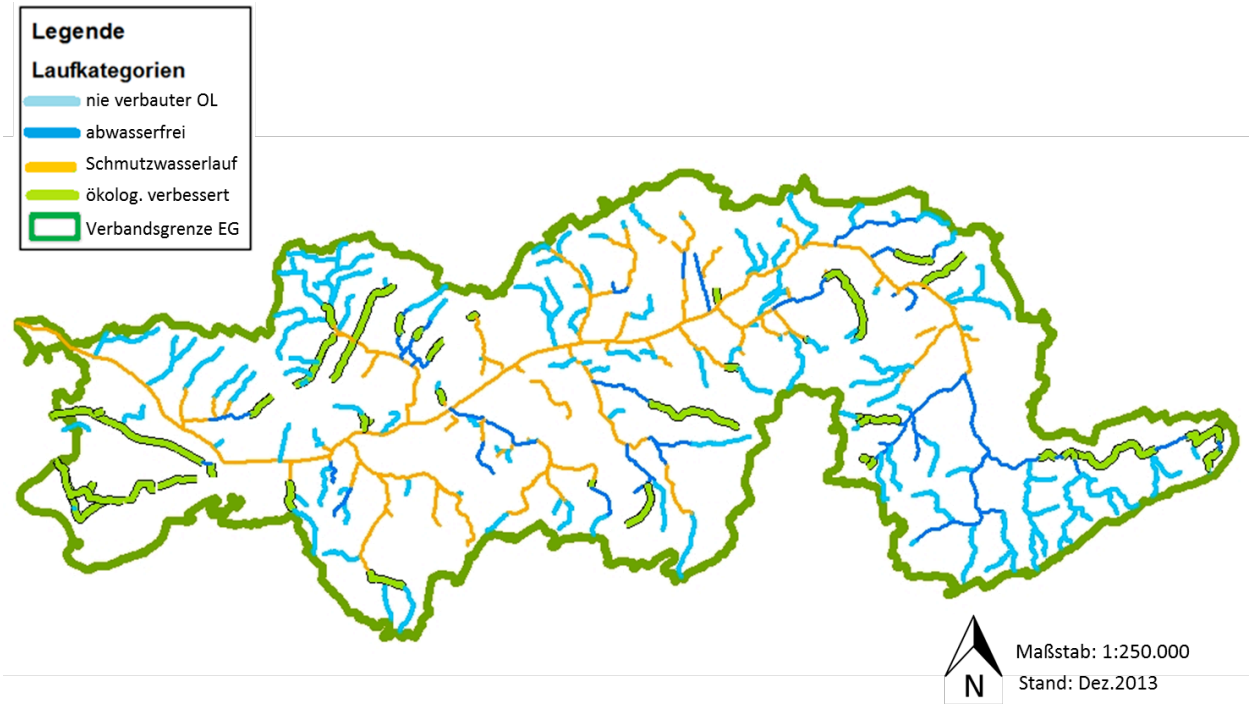


Abbildung 2.1: Untersuchungsgewässer im Emscher-Einzugsgebiet mit farblicher Darstellung der Umbaustadien (Laufkategorien).

Datengrundlage und Aufbereitung

Daten zum Makrozoobenthos

Die Datengrundlage der Analysen bildeten Makrozoobenthosdaten, die aus Monitoring der Emschergenossenschaft, vom Landesamt für Natur, Umwelt, und Verbraucherschutz NRW (LANUV) und aus eigenen Beprobungen stammen. Insgesamt lagen uns 361 Makrozoobenthos-Taxalisten aus den Jahren 1995 bis 2013 vor.

Für unsere Analysen wurden nur Taxalisten aus Frühjahrsbeprobungen (18. März bis 21. Juni) verwendet, um ein möglichst weites und repräsentatives Spektrum an Arten in den Proben und gleichzeitig eine Vergleichbarkeit der Proben zu gewährleisten (Meier et al., 2006). Weiterhin wurden für die Analysen keine Probenahmen in stehenden und trockenfallenden Abschnitten berücksichtigt. Aufgrund einer Ausreißeranalyse wurden neun Taxalisten eliminiert. Insgesamt wurden nach dieser Vorauswahl 248 Taxalisten an 48 Probestellen in 13 Gewässern in die weiteren Analysen einbezogen (Tab. 2.1 und Abb. 2.2).

Die Proben wurden entweder nach dem deutschen Standard Protokoll, dem Multi-Habitat-Sampling nach PERLODES (Meier et al., 2006) oder nach dem DIN 38410-Verfahren (1987)

genommen und in verfahrensabhängiger Bestimmungstiefe bestimmt. Um dieser unterschiedlichen Bestimmungstiefe entgegenzuwirken, wurden die Taxalisten vor der Durchführung der Analysen harmonisiert (Nijboer & Schmidt-Kloiber, 2004).

Tabelle 2.1: Übersicht der Untersuchungsgewässer mit Angabe der Anzahl der Probestellen je Gewässer (PS), Anzahl der Makrozoobenthostaxalisten je Gewässer (TL) und des Beprobungszeitraums.

Gewässer	Anzahl PS	Anzahl TL gesamt	Zeitraum
Borbecker Mühlbach	1	1	2012
Boye	3	9	2004-2013
Deininghauser Bach	13	93	1996-2012
Dellwiger Bach	5	44	1994-2012
Dorneburger Mühlbach	7	23	2002-2012
Emscher	3	3	2012
Haarbach	2	4	2012-2013
Katzbach	1	11	1998-2012
Kirchschemmsbach	2	5	2009-2013
Laeppkes Mühlenbach	5	35	1996-2012
Nattbach	1	2	2012-2013
Vorthbach	3	14	1999-2013
Wittringer Mühlbach	2	4	2012-2013

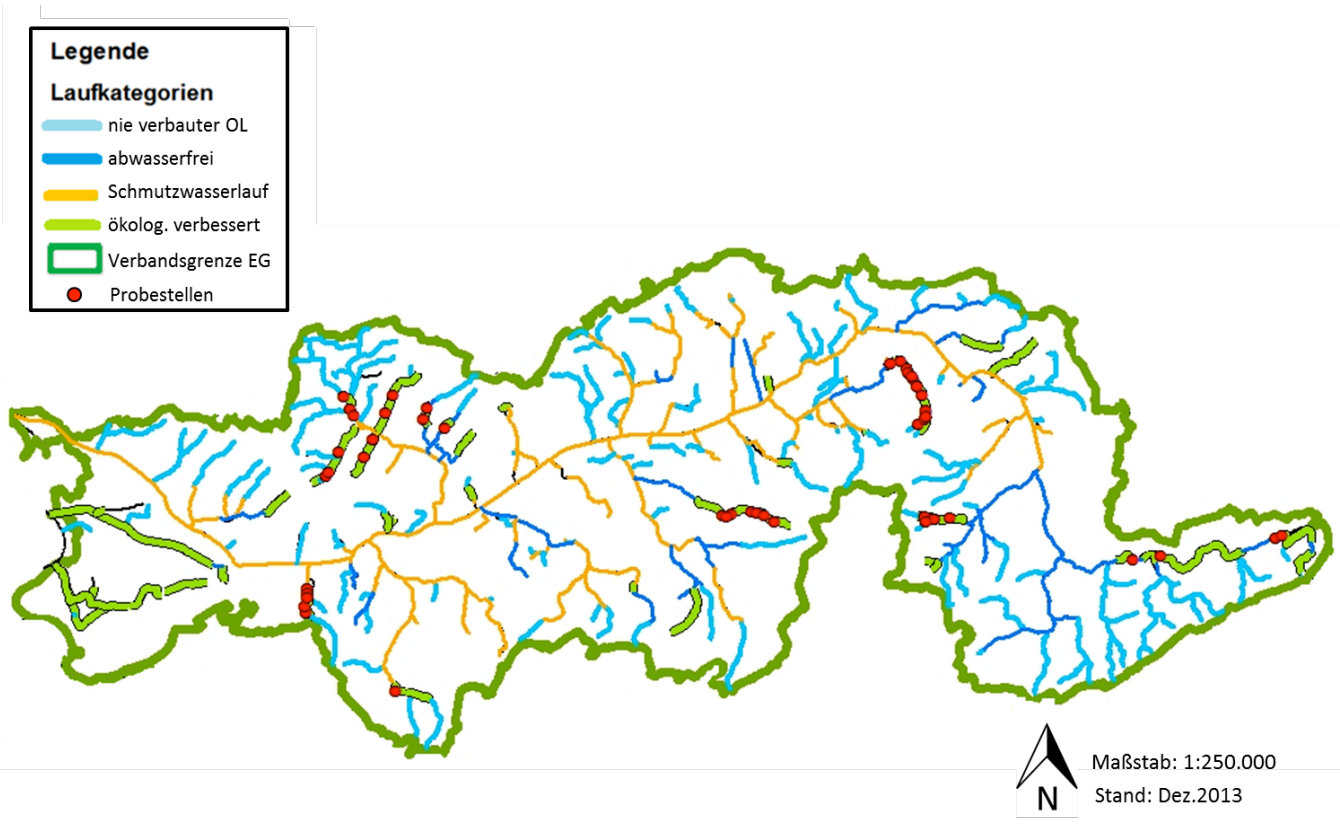


Abbildung 2.2: Lage der Probestellen innerhalb des Emscher-Einzugsgebiets.

Umweltparameter

Für die Analysen wurden insgesamt 87 Umweltparameter verwendet. Diese Umweltparameter wurden entweder aus erhaltenen Protokollen direkt übernommen (allgemeine Daten) oder wurden speziell für unsere Fragestellung aus den vorhandenen Daten berechnet (Gewässerstrukturgüte, Landnutzungsanteile und Altlasten):

Allgemeine Daten

Diese Umweltparameter wurden aus Informationen von Vor-Ort-Protokollen und Mikrohabitateinschätzungen während der Probenahmen sowie aus Informationen der EGLV zu den Umgestaltungen, allgemeinen Informationen zu den Gewässern und Probestellen von der EGLV entnommen:

- Zeit seit der ökologischen Verbesserung (Jahre)
- Länge der ökologischen Verbesserung (m)
- Vorkommen von mindestens einem Entlastungsbauwerk im Oberlauf einer Probestelle (ja/nein)
- Anbindung an mindestens ein nie verbautes Nebengewässer (ja/nein)
- Eisenocker vorhanden (ja/nein)
- Anteile von Mikrohabitaten auf der Gewässersohle (Steine und Kies, Sand und Lehm, künstliche Substrate, Algen und Makrophyten und lebende Teile terrestrischer Pflanzen, organisches Material, Totholz)

Gewässerstrukturgüte

Um den Zustand der Gewässerstruktur an den Probestellen und oberhalb zu ermitteln, wurden die vom Land Nordrhein-Westfalen erhobenen Gewässerstrukturgütedaten verwendet (Quelle: LANUV NRW). Die Bewertung der Gewässerstruktur erfolgt in einer siebenstufigen Skala (1 = sehr gut, 7 = schlecht, LUA NRW, 1998). Die Gesamtbewertung der Gewässer berücksichtigt Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlstruktur, Querprofils, Uferstruktur und Gewässerumfeldes (LUA NRW, 1998) In dieser Studie wurde nur die Gesamtbewertung berücksichtigt. In die Analyse ging die Gewässerstrukturgüte an der Probestelle selber und jeweils die mittlere, streckengewichtete Bewertung der Fließstrecke 200 m und 1000 m oberhalb ein.

Landnutzung und Altlasten

Für die Charakterisierung der Probestellen entsprechend ihrer Landnutzugsanteile im Teileinzugsgebiet und in verschiedenen Puffern wurden Daten des Amtlichen Topografisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) verwendet. Die räumliche Auflösung beträgt ca. 5 m. Die große Anzahl an Landnutzungsarten aus dem ATKIS-Objektkatalog wurde im Vorfeld der Analysen in sieben Kategorien zusammengefasst (Tab. 2.2). Diese sieben Kategorien wurden für die Analysen des Einflusses der Landnutzung auf das Ökologische Potenzial der Probestellen verwendet. Für die Charakterisierung der Probestellen entsprechend

ihrer Altlastenanteile im Teileinzugsgebiet wurden Daten aus dem Altlastenkataster (NRW) herangezogen.

Tabelle 2.2: Übersicht über die Landnutzungsarten des ATKIS-Objektkatalogs und der daraus erstellten sieben zusammengefassten Kategorien.

Objektbereich	Objektgruppe	Objektart	Zusammengefasste Kategorien
Siedlung	Siedlungsfreifläche	Campingplatz	Extensiv bebaute Siedlungsfläche
		Freizeitanlage	
		Friedhof	
		Grünanlage	
		Sportanlage	
	Siedlungsfläche	Wohnbaufläche	Intensiv bebaute Siedlungsfläche
		Platz	
		Fl. bes. funktionaler Prägung	
	Industrie- und Gewerbefläche	Bergbaubetrieb	
		Industrie- und Gewerbefläche	
	Fläche gemischter Nutzung	Fläche gemischter Nutzung	
	Tagebau, Halde, Absetzbecken	Tagebau, Grube, Steinbruch	
		Halde, Aufschüttung	
		Absetzbecken, Schlammteich	
Verkehr	Verkehrsfläche	Bahnhofsanlage	
		Bahnkörper	
		Flughafen	
		Flugplatz, Landeplatz	
		Raststätte	
		Verkehrsfläche (Rest)	
Vegetation	Ackerland	Ackerland	Agrarfläche
	Sonderkulturen	Sonderkultur	
	Grünland	Gartenland	
		Grünland	Grünland
	Feuchtfläche	Moor, Moos	
		Sumpf, nasser Boden	
	Strauch-/Krautvegetation	Heide	
	Vegetationslose/unbestimmbare Fläche	Fläche z.Z. unbestimmbar	
		vegetationslose Fläche	
	Wald-/Forstfläche	Gehölz (Laub)	Laub- und Mischwald
		Gehölz (Misch)	
		Wald, Forst (Laub)	
		Wald, Forst (Misch)	
		Gehölz (Nadel)	Nadelwald
		Wald, Forst (Nadel)	
Gewässer	Gewässer	Fluss, Strom, Bach	Gewässer
		Graben, Kanal	
		Hafenbecken	
		Kanal (Schifffahrt)	
		Quelle	
		Teich, Binnensee, Stausee	
	Sonstiges	Schleuse	
		Schleusenkammer	
		Stromschnelle	
		Talsperre, Wehr	

Auswertungsmethoden

Berechnung der Landnutzungsanteile und Altlastenanteile

Zunächst wurden die nach der Vorauswahl festgelegten Probestellen in GIS/ArcMap 10 (ESRI, Redlands, USA) verortet. Aus den Koordinaten der Probestellen wurde eine Punkt-Vektor-Geometrie im geodätischen Lagebezugssystem, dem Deutschen Hauptdreiecksnetz (DHDN) erzeugt. Die Verortung der Probestellen wurde im nächsten Schritt mittels linearer

Referenzierung mit Hilfe der Tools „locating features along routes“ und „make route event layer“ auf das Shapefile der NRW-Gewässernetzkarte (3a) korrigiert.

Nach der beschrieben Verortung der Probestellen konnten gewässeraufwärts die Teileinzugsgebiete und Puffer verschiedener Längen und Breiten mit den Probestellen als Startpunkt erstellt werden. Hierzu wurden verschiedene GIS-Tools („merge“, dissolve“, „union“, „clip“, „identity“, „etract values to points“, „intersect“, und „calculate areas“) verwendet. Aufgrund der Ergebnisse von Kail & Hering (2009) wurden die Pufferlängen auf 100 m 200 m, 500 m und 1000 m festgelegt, bei Breiten von 20 m und 100 m. Somit wurden acht verschiedene Puffer mit unterschiedlichen Breiten-Längen-Kombinationen erzeugt. Dabei wurden sämtliche dem Gewässer innerhalb der abgefragten Pufferlänge zufließenden Nebengewässer mit einbezogen (Abb. 2.3). Im Anschluss daran wurden die Landnutzunsanteile und die Anteile versiegelter Fläche innerhalb dieser Pufferflächen und der Teileinzugsgebiete berechnet. Zudem wurden die Altlastenflächen innerhalb der Teileinzugsgebiete berechnet.

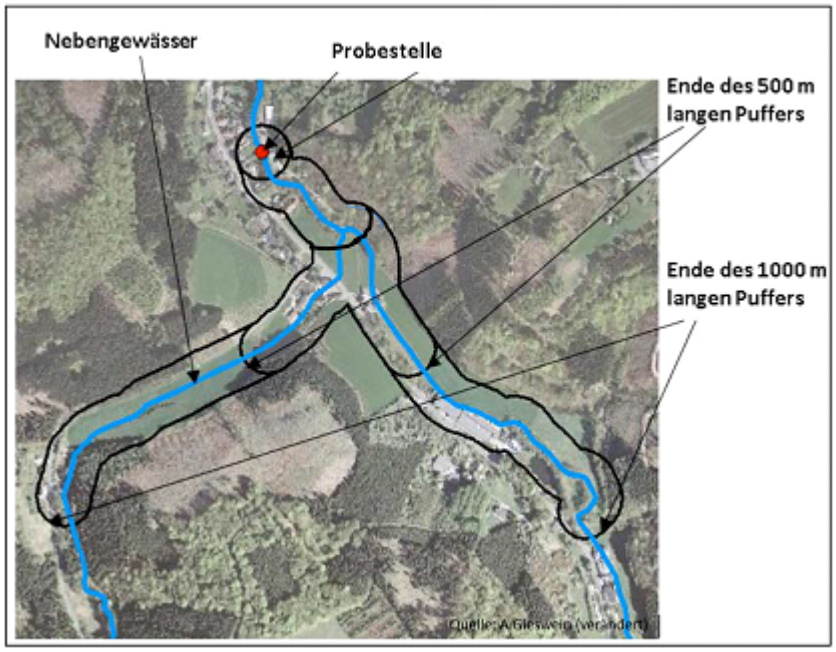


Abbildung 2.3: Beispielhafte Darstellung zur Erklärung der Erstellung der verschiedenen Pufferlängen.

Berechnung des Ökologischen Potenzials

Auf Grundlage der Taxalisten wurde das Ökologische Potenzial (ÖP) aller Proben mit PERLODES (Software ASTERICS, Version 4.03, mit der Erweiterung für künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper (heavily modified water bodys, HMWB) berechnet.

Diese Software berechnet leitbildbezogen (nach Fließgewässertypen) die ökologische Qualität von Fließgewässern anhand von Makrozoobenthosdaten. Der modulare Aufbau des Bewerbungsverfahrens ermöglicht die Unterscheidung des Einflusses verschiedener Stressoren. So werden der saprobielle Zustand, die allgemeine Degradation und die Versauerung getrennt voneinander bewertet. Zunächst wird der ökologische Zustand aus den Ergebnissen der drei

Module (ökologische Qualitätsklassen) abgeleitet. Dabei findet jedoch keine Verrechnung der Modulergebnisse statt, sondern das Modul mit der schlechtesten Einstufung der ökologischen Qualitätsklasse bestimmt den Bewertungszustand der ökologischen Zustandsklasse („worst-case-Ansatz“) Das Ökologische Potenzial beschreibt den erwarteten Zustand eines Gewässers, nachdem alle Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur durchgeführt wurden, die ohne signifikante Beeinträchtigung der bestehenden anthropogenen Nutzung möglich sind. Die Bewertung nach HMWB betrifft demnach ausschließlich das Modul “Allgemeine Degradation” und ist in der Regel weniger „streng“ als die Bewertung des Ökologischen Zustandes. Für die Bewertung wird diejenige Nutzungsform gewählt, die für die Ausweisung des Wasserkörpers als HMWB verantwortlich war. Unsere Untersuchungsgewässer befinden sich in stark besiedelten Gebieten, wobei die Bebauung nur in seltensten Fällen bis an den Gewässerrand heranragt. Daher wurde der Nutzungstyp „Urbanisierung und Hochwasserschutz (mit Vorland)“ verwendet

Für eine Übersicht der möglichst aktuellen Bewertungen der einzelnen Probestellen wurde das Ökologische Potenzial für das letzte Probenahmeereignis in GIS farbcodiert dargestellt. Außerdem wurde das Ökologische Potenzial aller Probenahmen als Zeitreihe dargestellt. Für diese Zeitreihendarstellung wurde jeweils nur ein Probenahmeereignis berücksichtigt (jeweils das frühste im Jahr). Insgesamt wurden für die Zeitreihenanalyse 219 Taxalisten verwendet.

Einfluss von Umweltbedingungen auf das Ökologische Potenzial

Für eine Übersicht der Ähnlichkeiten der einzelnen Proben untereinander wurden Nicht-metrische Multidimensionale Skalierungen (NMS) mit den Biozönosen aller Proben durchgeführt. Die NMS basierten auf dem Bray-Curtis Index (log+1 transformierte Daten). In den NMS wurden die ausgewählten Charakteristika „Ökologisches Potenzial“ (Berechnungen mit Nutzungstyp BmV), „Alter der ökologischen Verbesserung“, „Fließgewässertyp“ und „Besammlungsmethode“ in einer Farbkodierung dargestellt. Auf diese Weise wurde in einem ersten Schritt überprüft, ob sich ähnelnde Biozönosen auch dieselben Charakteristika aufweisen. Gleichzeitig wurde durch diese Analyse der Einfluss der Besammlungsmethoden und des Fließgewässertyps überprüft.

In einer univariaten Analyse wurde der Anteil von Proben ohne Sanierungsbedarf (Ökologisches Potenzial von „sehr gut“ und „gut“) und mit Sanierungsbedarf (Ökologisches Potenzial von „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“) bei bestimmten Ausprägungen von Umweltparametern berechnet. Bei den Umweltparametern, die nicht ja/nein kodiert sind (z.B. Eisenocker vorhanden ja/nein), wurde der Mittelwert der entsprechenden Umweltparameter aller Proben als Klassengrenze gewählt. Ein Ausnahmefall stellt der Umweltparameter „Alter der ökologischen Verbesserung“ da. Hier wurde aufgrund der Ergebnisse der vorangegangenen Studie (Kapitel 1) der Grenzwert bei 9 Jahren festgelegt.

Mit einer Hauptkomponentenanalyse (principal component(s) analysis; PCA) wurden die Zusammenhänge verschiedener Umweltparameter auf das Ökologische Potenzial der Proben

dargestellt. Die Hauptkomponentenanalyse ist ein Ordinationsverfahren mit dem die wichtigsten Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Variablen abgebildet werden können. In einer Matrix mit biotischen Informationen und Umweltparametern korrelieren letztere häufig miteinander. Die PCA sucht nach den Hauptvariablen, die den Zusammenhang zwischen den Variablen am besten erklären. In einer PCA werden die Variablen als Vektoren dargestellt; die Länge der Vektoren (Pfeillänge) gibt Auskunft über die Stärke des Zusammenhangs. Die Richtung und Stellung der Vektoren zueinander geben Auskunft über die Zusammenhänge der Variablen untereinander. Wenn beispielsweise zwei Variablen innerhalb der PCA-Matrix senkrecht zueinander stehen sind sie unkorreliert. Zeigen sie in die gleiche Richtung sind die Variablen positiv korreliert und zeigen sie in die entgegengesetzte Richtung sind sie entsprechend negativ korreliert (Leyer & Wesche, 2007).

In unserem Fall wurde die PCA verwendet, um den Zusammenhang des Ökologischen Potenzials mit mehreren Umweltparametern herauszuarbeiten um als Ergebnis die relative Bedeutung der Umweltparameter für das Ökologische Potenzial zu erhalten. Zur Vorbereitung der PCA-Berechnungen wurden die vorliegenden Daten gegebenenfalls umkodiert, so dass immer der kleinste Wert die geringste Ausprägung eines Datums ausdrückt (z.B. wurde das ÖP von 1 = sehr gut bis 5 = schlecht zu 5 = sehr gut bis 1 = schlecht umkodiert). Die Berechnungen der PCA wurden mit Canoco 4.5 durchgeführt. Zur Berechnung einer PCA wird zunächst die Berechnung einer Ähnlichkeitsmatrix zwischen den Umweltparametern nach Pearson durchgeführt. Zur Vergleichbarkeit der Länge der Vektoren wird dann eine Standardisierung (Methode „Mittelwert =-Varianz Eins“) der Daten durchgeführt (Leyer & Wesche, 2007). Diese ist nötig um sowohl ordinal- als auch nominalskalierte Daten in die Berechnung einzubeziehen. Eine Logarithmierung der Daten zur Anpassung an eine Normalverteilung wurde nicht durchgeführt, da Ausreißer bereits zu Beginn der Analyse gelöscht wurden. Für die Skalierung wurde der Abstand zwischen den Proben verwendet („inter-sample distances“).

Für die erste Berechnung einer PCA wurden alle 87 Umweltparameter und das Ökologische Potenzial aller Frühjahrsproben (n = 248) verwendet. Anhand der Pfeillängen konnten diejenigen Umweltparameter mit geringer Einflussstärke erkannt und aus der weiteren Analyse ausgeschlossen werden. Aus den Umweltparametern mit inhaltlich ähnlicher Aussage aber unterschiedlicher Ausprägung (z.B. Gewässerstrukturgüte an der Probestelle, 200 m oberhalb der Probestelle und 1000 m oberhalb der Probestelle) und fast denselben Einfluss auf das Ökologische Potenzial anzeigten, wurde nur der Umweltparameter mit dem größten Einfluss auf das Ökologische Potenzial verwendet. Nach dieser Reduzierung der Umweltparameter verblieben 11 von 87 Umweltparametern in der weiteren Analyse. Mit dieser Auswahl an Umweltparametern und dem Ökologischen Potenzial von allen Frühjahrproben wurde die PCA noch zweimal erneut berechnet.

Um zu testen, ob der Einfluss dieser Umweltparameter genauso für die Proben, die mit dem Multi-Habitat-Sampling beprobt wurden, zutrifft, wurde die PCA nur mit diesen Proben (n = 92) erneut gerechnet. Durch diese zweite Berechnung konnte einerseits der potenzielle Fehler, der

durch unterschiedliche Besammlungsmethoden zustande gekommen sein könnte, ausgeschlossen werden. Andererseits wurde durch den Ausschluss der Proben in der PCA die Dominanz der Proben aus dem Deininghauser Bach reduziert (von 93 auf 15 Proben).

Im nächsten Schritt wurde eine PCA mit wiederum derselben Auswahl von 11 Umweltparametern, jedoch nur mit Proben die frühestens neun Jahre nach der ökologischen Verbesserung entnommen wurden (n = 128), berechnet, um zu testen, ob der Einfluss des Alters auch neun Jahre nach der Umgestaltung noch relevant ist.

Für die drei PCAs wurde die Reihenfolge der Umweltparameter entsprechend ihres Einflusses auf das Ökologische Potenzial tabellarisch aufgelistet.

Ergebnisse

Ökologische Bewertung der Proben

Der Anteil der Proben ohne Sanierungsbedarf lag bei 44 % (Abb.2.4). Für alle 48 Probestellen wurde das Ökologische Potenzial der aktuellsten Probenahme in einer Karte dargestellt (Abb. 2.5). Zusammengefasst wiesen 17 von 48 Probestellen (35,4 %) bei ihrer aktuellen Beprobung keinen Sanierungsbedarf auf und haben das „Gute Ökologische Potenzial“ erreicht.

Anhand von Zeitreihen kann die Entwicklung jeder Probestelle verfolgt werden (Tab. 2.3). Die Bewertung der Probestellen schwankt in den ersten Jahren nach der ökologischen Verbesserung noch und wird anschließend stabiler. Einige Probestellen erreichen das Gute Ökologische Potenzial bereits kurz nach der Umgestaltung (Bor1, Boy1, Dor1). Während sich das Ökologische Potenzial der meisten im Laufe der Zeit verbessert (z.B. Dei3, Dei9-11, Boy1, Vor1, Vor3, Läp3, etc.), gibt es wenige Probestellen, im Laufe der Zeit eine schlechteren Bewertung zeigen (Boy3, Vor2, Dor4).

Die NMS zeigt, dass die Biozönosen der Proben mit „sehr gutem“ und „gutem“ Ökologischen Potenzial sich ähnlich sind und sich von den Biozönosen mit „unbefriedigendem“ und „schlechten“ Ökologischen Potenzial deutlich unterscheiden (NMS, Abb. 2.6).

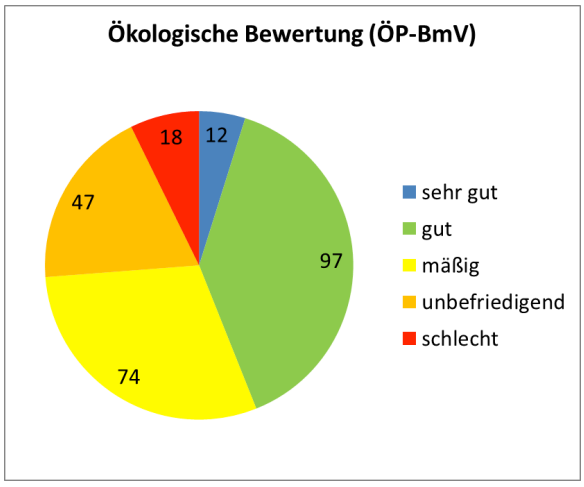


Abbildung 2.4: Prozentuale Anteile der Klassen des ökologischen Potenzials (ÖP) aller Proben (n = 248).

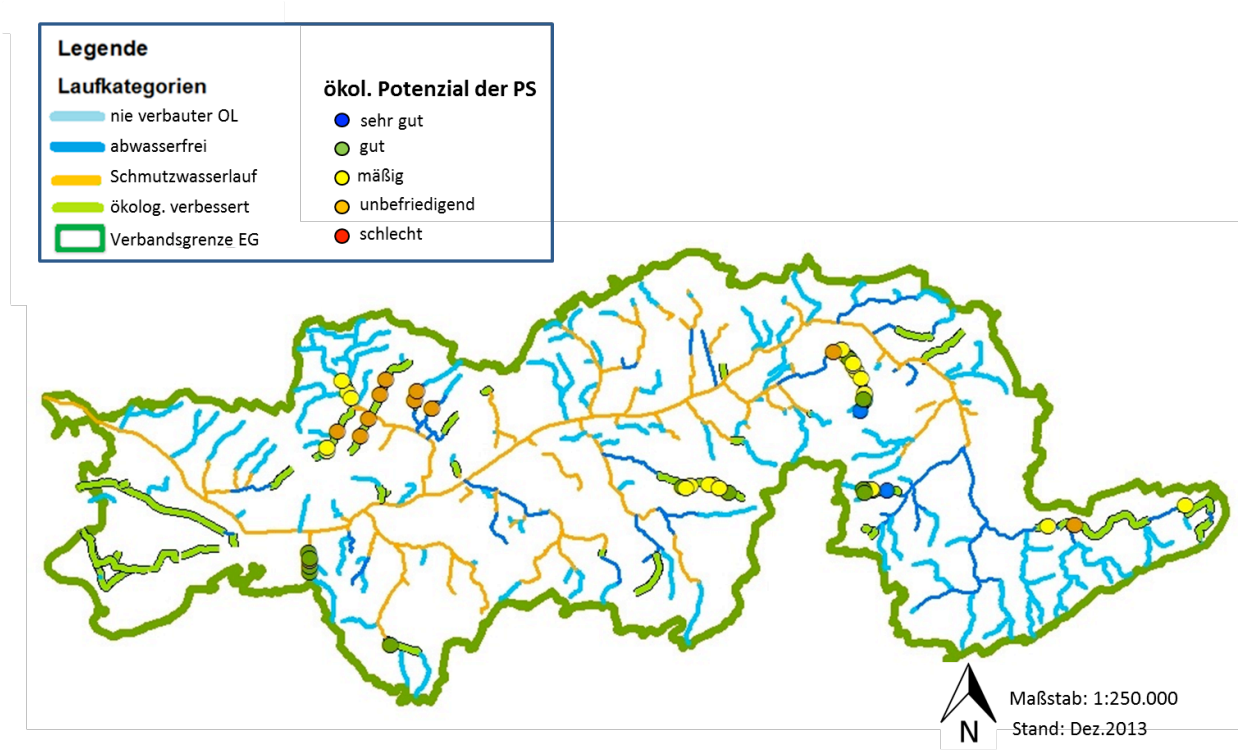


Abbildung 2.5: Verortung der Probestellen (PS) mit Bewertungen des ökologischen Potenzials (ÖP) der letzten erfolgten Probenahme.

Tabelle 2.3: Das Ökologische Potenzial der Probestellen in einer Zeitreihe. Die Nummern hinter den Probestellennamen (PSN) beziehen sich auf die Lage im Gewässerverlauf mit 1 = quellnächster Probestelle. Die Bewertung des ökologischen Potenzials von 1 = sehr gut bis 5 = schlecht entspricht der bereits zuvor verwendeten Farbkodierung. Die Tendenz gibt die Entwicklung der Probestelle an.

Gewässer	PSN	Alter der ökologischen Verbesserung (Jahre) 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 27	Tendenz
Borbecker Muehlbach	Bor1	2	
Boye	Boy1	4 3	↑
	Boy2	3 3	→
	Boy3	1 2 2 3 2 3	↓
Deininghauser Bach	Dei1	1	
	Dei2	2 2 2 3 2 2 2 1 2 3 2 2 2 2 2 2	→
	Dei3	4 2 3 2 2 3 3 2	↑
	Dei4	2	
	Dei5	3 3 2 3	→
	Dei6	3 3 3 3 3 3	→
	Dei7	3 2 3 3	→
	Dei8	3 4 3 3	→
	Dei9	4 4 5 4 4 4 3	↑
	Dei10	3 4 2 2	↑
	Dei11	4 4 5 4 3 4 2 4 3 3 3 4 3	↑
	Dei12	3 4 3	→
	Dei13	5 5 4	↑
Dellwiger Bach	Del1	2 3 1 3 2 2 2	→
	Del2	1 2 2 2 2 2 2	→
	Del3	3 3 3 3	→
	Del4	2 3 2 2 2 2 2 2 1 2 1	↑
	Del5	4 2 2 2 1 3 2 2 2 2 1 2 2	→
Dorneburger Muehlbach	Dor1	2 2 2	→
	Dor2	3	
	Dor3	3 2 3 3	→
	Dor4	2 3 3	↓
	Dor5	3	
	Dor6	3 3	→
	Dor7	4 3 4 2	↑
Emscher	Ems1	3	
	Ems2	4	
	Ems3	3	
Haarbach	Haa1	3 4	↓
	Haa2	5 4	↑
Katzbach	Kat1	2 2 2 1 2 3 3 2 4 2 2	→
Kirchschemmsbach	Kir1	3 4	↓
	Kir2	4 5 4	→
Laeppkes Muehlenbach	Läp1	1 2 2 2 2 2 2	→
	Läp2	2 2 3 2 2 2 3 2 2 2	→
	Läp3	2 5 5 4 4	↑
	Läp4	5 2 3 2 3 2 3 2 2 2	↑
	Läp5	2	
Nattbach	Nat1	5 4	↑
Vorthbach	Vor1	3 5 4 3 3	↑
	Vor2	5 4 1 2 3 3	↓
	Vor3	5 4	↑
Wittringer Muehlbach	Wit1	4 4	→
	Wit2	4 4	→

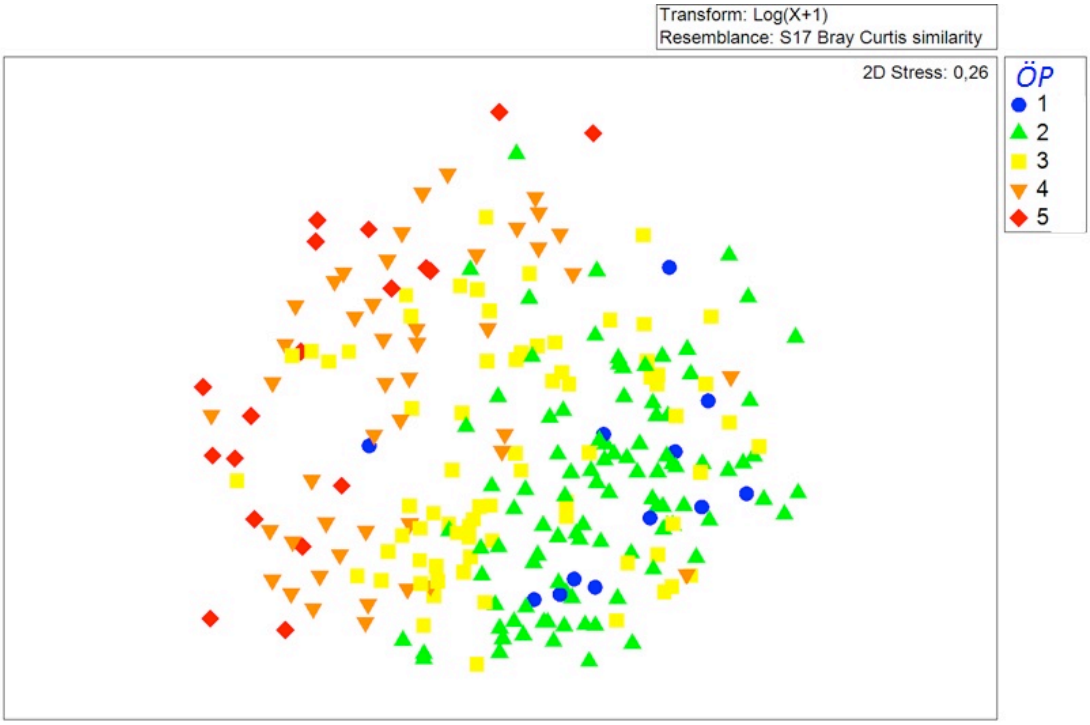


Abbildung 2.6: Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) von Makrozoobenthos Biozönosen (n = 248; Bray-Curtis Index) farbcodiert nach dem ökologischen Potenzial (ÖP). 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht.

Einfluss von Umweltbedingungen auf das Ökologische Potenzial

Die Probestellen mit Gutem Ökologischen Potenzial stammen vorrangig aus Gewässerabschnitten, deren ökologische Verbesserung bereits neun oder mehr Jahre zurückliegt (vergleiche Abb. 2.6 und Abb. 2.7). Unter den Proben mit „sehr gutem“ und „gutem“ Ökologischen Potenzial sind verschiedene Fließgewässertypen vertreten (vergleiche Abb. 2.6 und Abb. 2.8) und beide Besammlungsmethoden wurden zu etwa gleichen Anteilen angewandt (vergleiche Abb. 2.6 und Abb. 2.9).

Die Anteile von Proben ohne Sanierungsbedarf (Ökologisches Potenzial von „sehr gut“ und „gut“) und mit Sanierungsbedarf (Ökologisches Potenzial von „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“) bei bestimmten Ausprägungen von Umweltparametern spiegeln die Rolle von Umweltparametern für das Gute Ökologische Potenzial. Für die Besammlungsmethode konnte kein Unterschied in der Bewertung zwischen der DIN- und der PERLODES-Methode festgestellt werden. Auch Entlastungsbauwerke oberhalb der Probestelle und der Anteil der unversiegelten Fläche im Teileinzugsgebiet haben nur geringen Einfluss auf das Ökologische Potenzial. Unter den Proben ohne Sanierungsbedarf befanden sich deutlich mehr Proben mit folgenden Eigenschaften: hoher Anteil unversiegelter Fläche im Puffer von 20 x 1000 m oberhalb der Probestelle, Alter der ökologischen Verbesserung von neun Jahren oder mehr, Anschluss an ein nie verbautes Nebengewässer, Gewässerstrukturgüteklasse an der Probestelle von „3“ oder weniger, Vorhandensein von Totzholz im Gewässer (Abb. 2.10).

Die PCA für alle 248 Proben zeigte die Zeit nach ökologischer Verbesserung als wichtigsten Einflussparameter für das Ökologische Potenzial an, gefolgt von unversiegelter Fläche im Puffer von 100 x 1000m und dem Vorhandensein von Eisenocker (Abb. 2.11, Tab. 2.4). Die Ergebnisse der PCA ausschließlich mit den Proben, die nach der PERLODES-Besammlungsmethode durchgeführt wurden (n=92), zeigen ebenfalls das Alter der Umgestaltung als einflussreichsten Parameter an. Weitere Parameter wie Präsenz von Totholz, die unversiegelte Fläche im Puffer von 100 x 1000m und die Laubgehölze im Puffer von 20 x 1000m sowie Eisenocker haben ebenfalls Einfluss auf die Erreichung des Guten Ökologischen Potenzials (Abb. 2.12). In beiden PCAs ist der Einfluss der Entlastungsbauwerke und der unversiegelten Fläche im Teileinzugsgebiet vergleichbar gering.

In der PCA mit den Proben, die frühestens 9 Jahre nach der ökologischen Verbesserung genommen wurden (n=128), wurde hingegen das Vorkommen von Entlastungsbauwerken oberhalb der Probestelle als einflussreichster Parameter identifiziert (Abb. 2.13), zusätzlich zur unversiegelte Fläche im Puffer von 100 x 1000mund dem Anteil der Laubgehölze im Puffer von 20 x 1000m. Der Einfluss des Alters auf das Ökologische Potenzial ist im Vergleich zu den ersten beiden PCAs deutlich geringer.

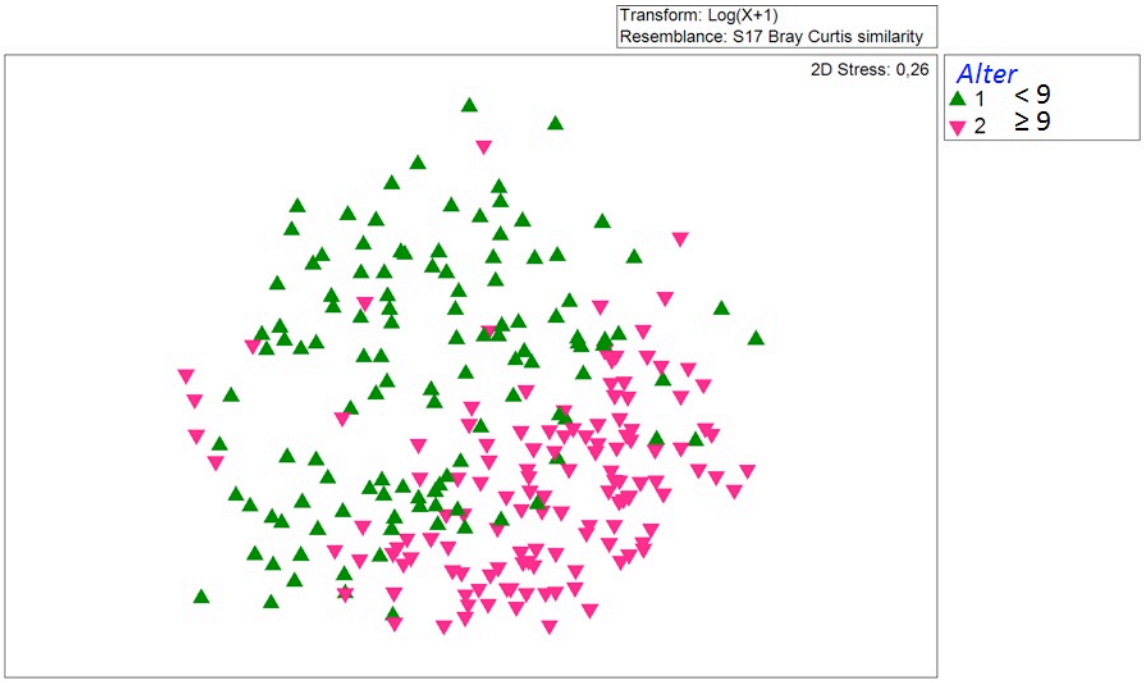


Abbildung 2.7: Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) von Makrozoobenthos-Biozönosen (n = 248; Bray-Curtis Index) farbcodiert nach dem Alter der ökologischen Verbesserung (Alter).

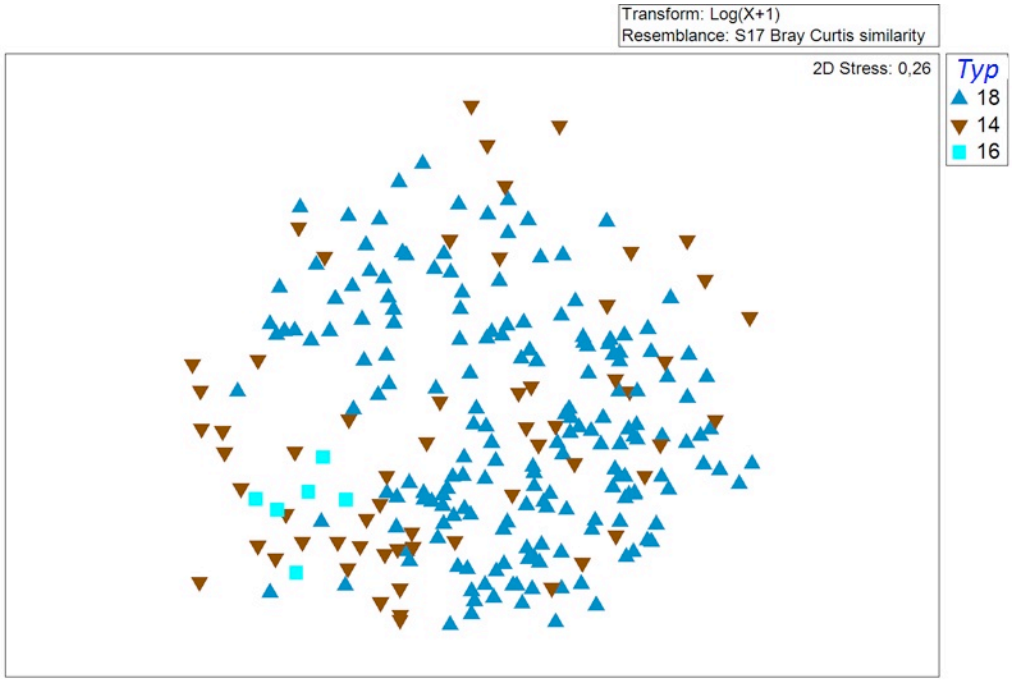


Abbildung 2.8: Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) von Makrozoobenthos-Biozönosen (n = 248; Bray-Curtis Index) farbcodiert nach dem Fließgewässertyp (Typ). Typ 18 = Löss-Lehmgeprägte Tieflandbäche, Typ 14 = Sandgeprägte Tieflandbäche, Typ 16 = Kiesgeprägte Tieflandbäche.

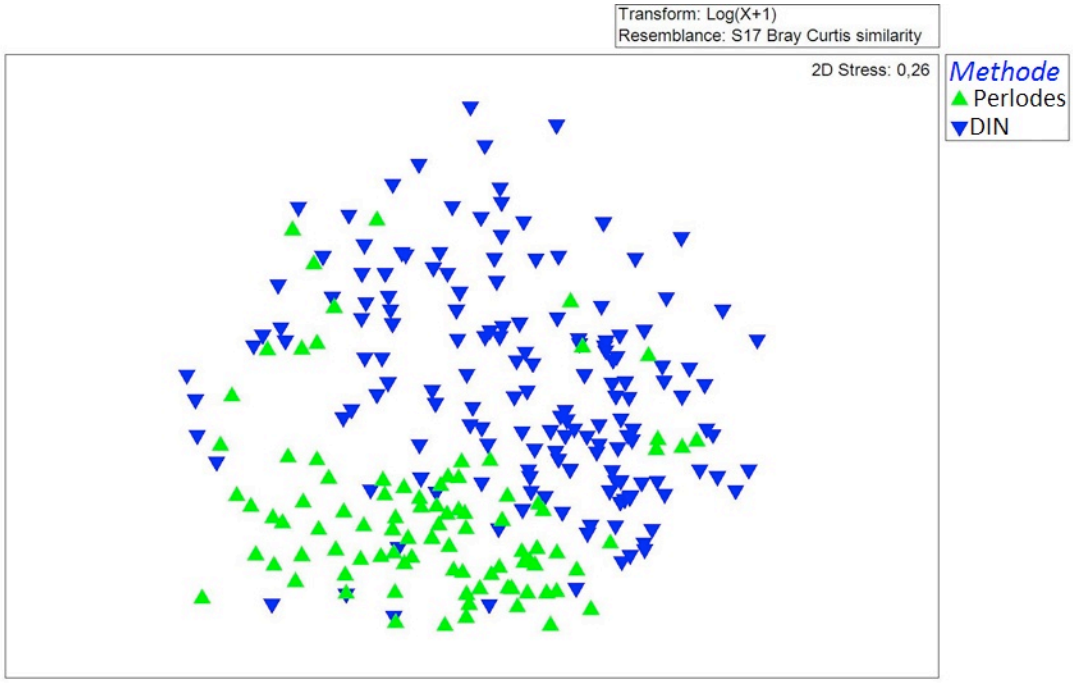


Abbildung 2.9: Nicht metrische Multidimensionale Skalierung (NMS) von Makrozoobenthos-Biozönosen aller Proben (n = 248; Bray-Curtis Index) farbcodiert nach der Besammlungsmethode (Methode). Perlodes = beprobt per Multi-Habitat-Sampling nach Meier et al. (2006), DIN = beprobt nach DIN 38410.

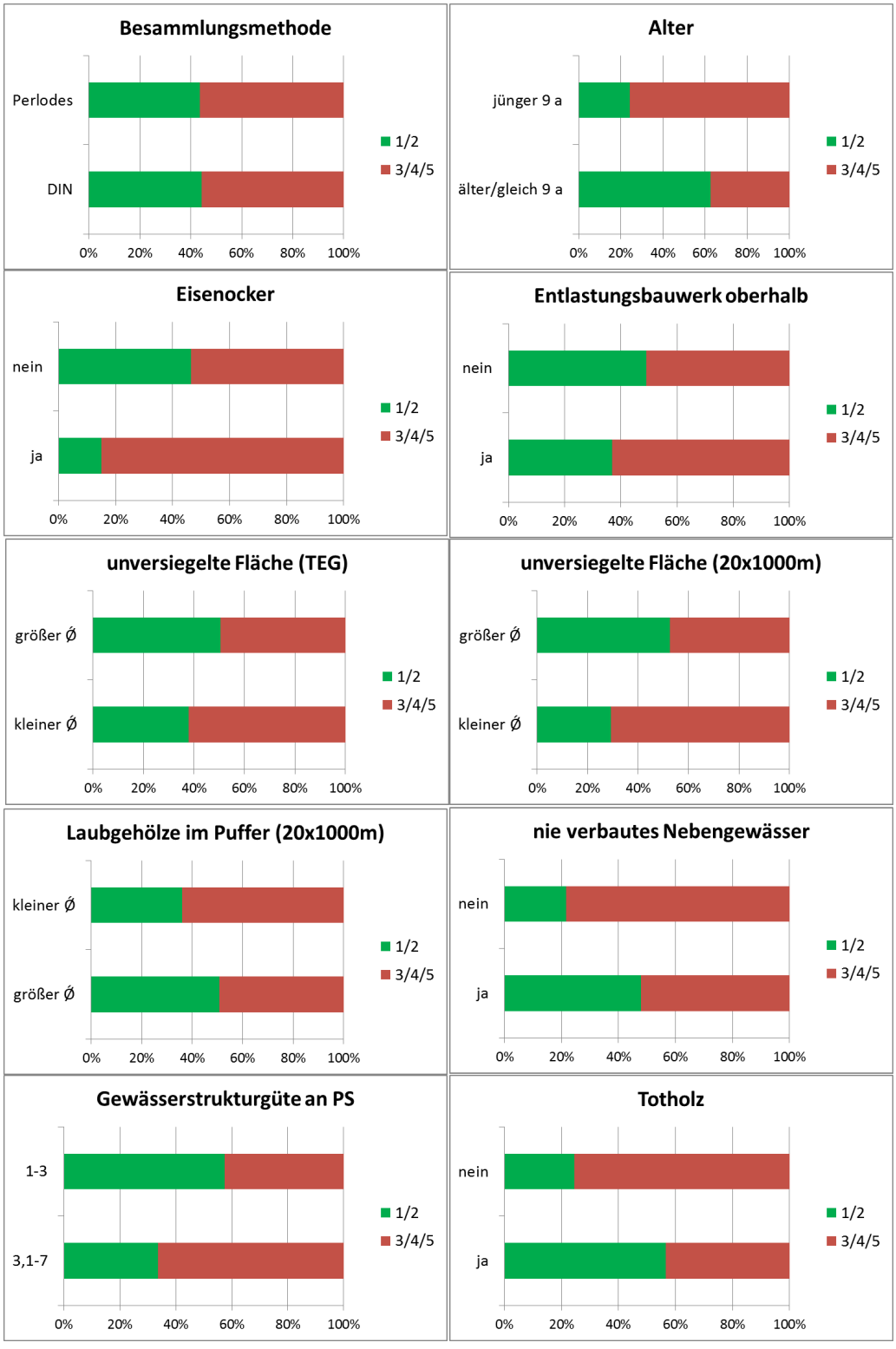


Abbildung 2.10: Anteil von Proben ohne Sanierungsbedarf (Ökologisches Potenzial von sehr gut und gut = 1/2) und mit Sanierungsbedarf (Ökologisches Potenzial von mäßig, unbefriedigend und schlecht = 3/4/5) bei bestimmten Ausprägungen von Umweltparametern. Perlodes = beprobt per Multi-Habitat-Sampling nach Meier et al. (2006), DIN = beprobt nach DIN 38410, TEG=Teileinzugsgebiet, Ø=Durchschnitt, a = Jahre, PS = Probestelle.

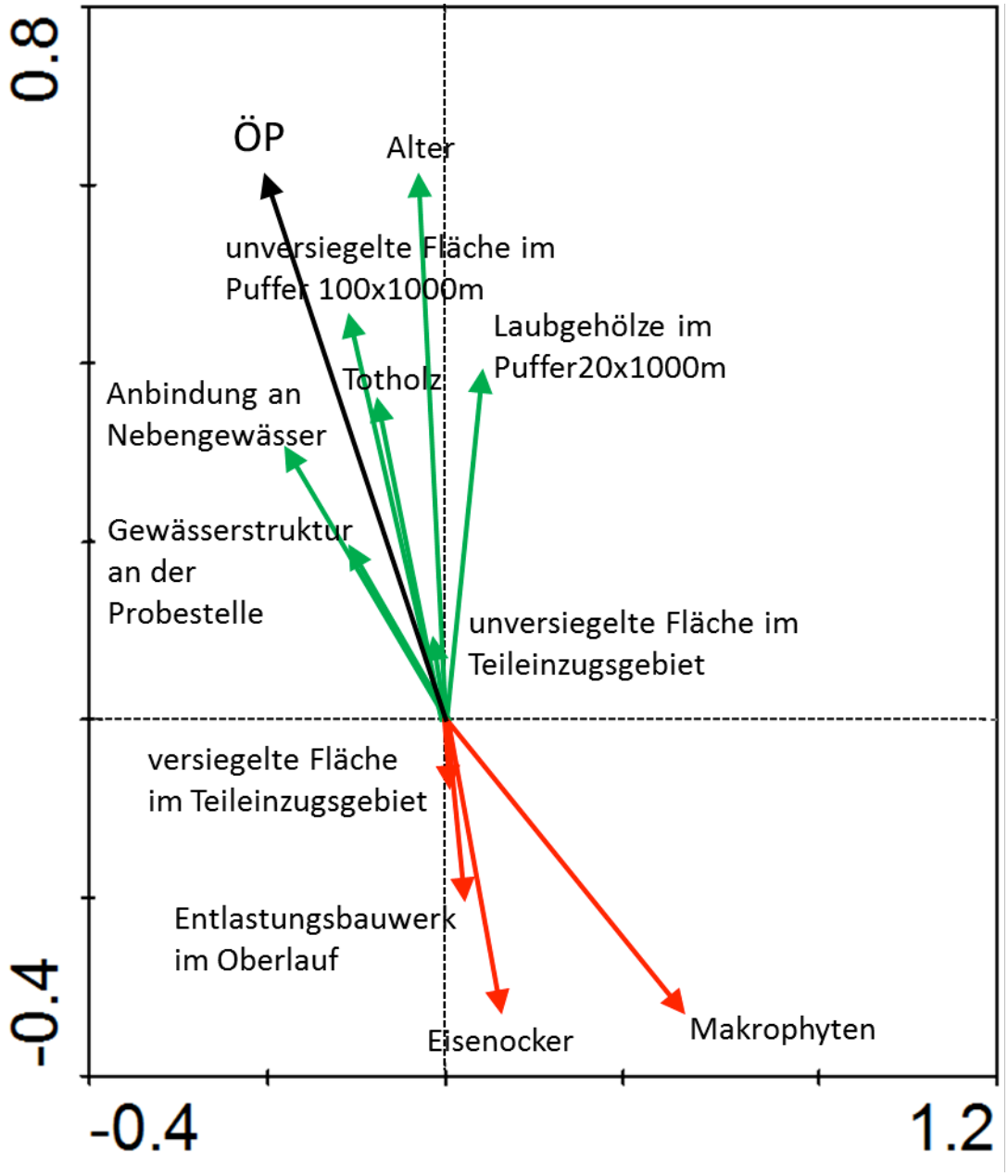


Abbildung 2.11: Hauptkomponentenanalyse durchgeführt mit allen Proben (n = 248).ÖP = Ökologisches Potenzial.

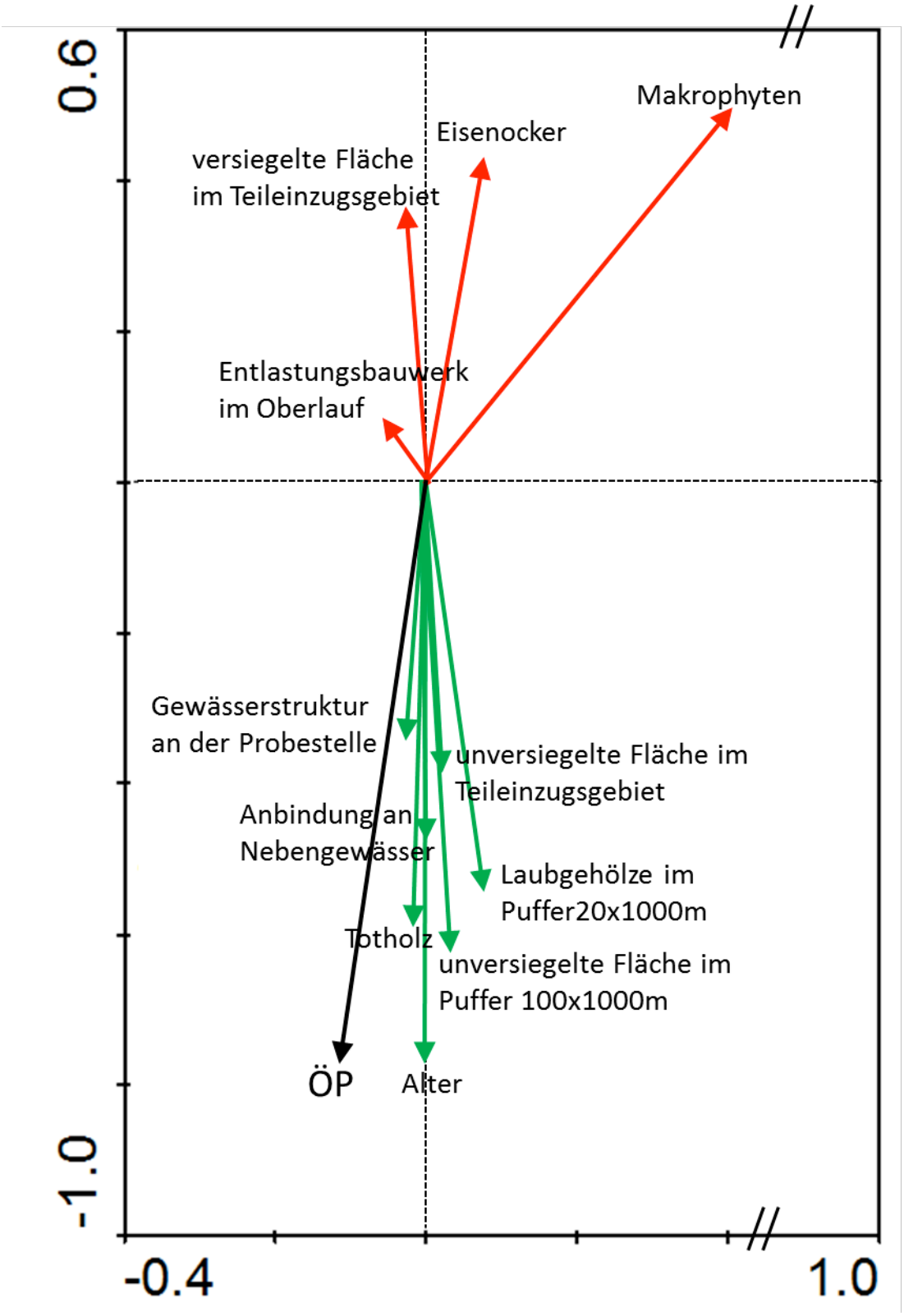


Abbildung 2.12: Hauptkomponentenanalyse durchgeführt ausschließlich mit den Proben, die per PERLODES-Besammlung entnommen wurden (n = 92).ÖP = Ökologisches Potenzial.

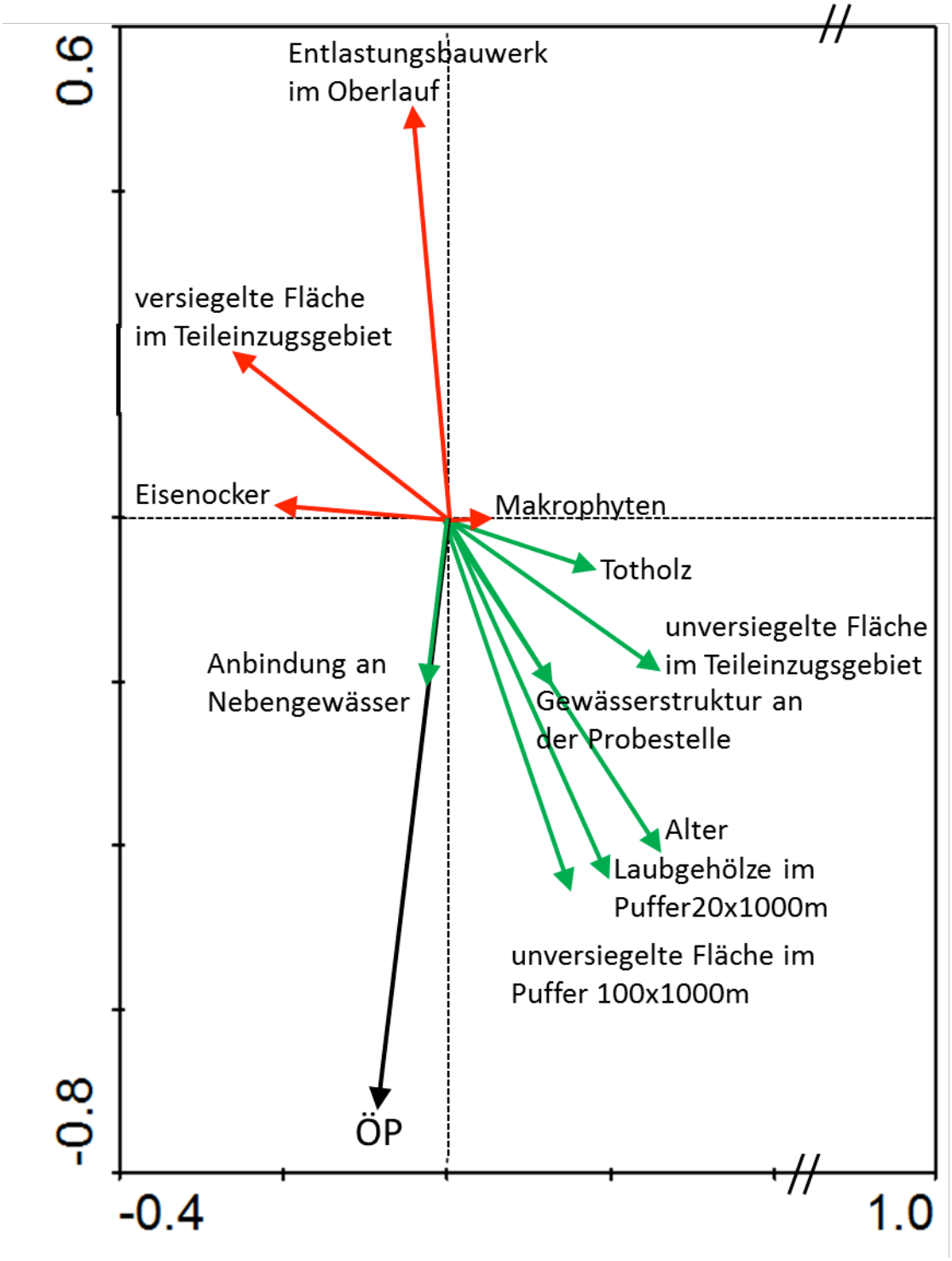


Abbildung 2.13: Hauptkomponentenanalyse durchgeführt ausschließlich mit den Proben, die neun Jahre oder später nach der ökologischen Verbesserung entnommen wurden (n = 128).ÖP = Ökologisches Potenzial.

Tabelle 2.4: Übersicht der drei PCA Berechnungen mit Angabe der einflussreichsten Parameter auf die Bewertung des ökologischen Potenzials, aufgeteilt in positive Korrelationen (je größer die Ausprägung des Parameters, desto besser das Ökologische Potenzial) und negative Korrelationen (je größer die Ausprägung des Parameters, desto schlechter das Ökologische Potenzial).

PCA	PCA 1 (Abb. 2.11)	PCA 2 (Abb. 2.12)	PCA 3 (Abb. 2.13)
Proben	alle	nur Perlodes-Beprobung	nur älter/gleich 9 Jahre
positive Korrelation	1. Alter	1. Alter	1. unversiegelte Fläche im Puffer 100x1000m
	2. unversiegelte Fläche im Puffer 100x1000m	2. Totholz	2. Laubgehölze im Puffer 20x1000m
	3. Totholz	3. unversiegelte Fläche im Puffer 100x1000m	3. Alter
	4. Anbindung an ein verbautes Nebengewässer	4. Laubgehölze im Puffer 20x1000m	4. Anbindung an ein verbautes Nebengewässer
	5. Laubgehölze im Puffer 20x1000m	5. Anbindung an nie verbaute Nebengewässer	5. Gewässerstrukturgüte an der Probestelle
negative Korrelation	1. Eisenocker	1. Eisenocker	1. Entlastungsbauwerk im Oberlauf
	2. Makrophyten	2. versiegelte Fläche im TEG	
		3. Makrophyten	

Diskussion

Entwicklung der Probestellen

Die Entwicklung der Besiedlung und der ökologischen Bewertung einzelner Probestellen verläuft sehr unterschiedlich. Teilweise unterscheiden sich benachbarte Probestellen innerhalb eines Gewässers maßgeblich. Dies kann viele Gründe haben: Die Umweltbedingungen sind je Probestelle sehr verschieden und können sich kleinräumig ändern (z.B. Beschattung kommt hinzu, Einleitung eines Entlastungsbauwerks kommt hinzu, Landnutzung ändert sich). Dies kann erklären, warum einige Stellen sich besser oder schneller entwickeln als andere. Dauerhafte Gewässerbelastungen können erklären, warum einige Stellen das Gute Ökologische Potenzial auch nach mehreren Jahren noch nicht erreicht haben oder sich gar verschlechtert haben. Daher ist es wichtig, möglichst viele Umweltbedingungen und Gewässerbelastungen zu erfassen und in die Analyse und Interpretation miteinzubeziehen. Der Chemismus wurde nur indirekt in die Analysen einbezogen, wobei die Altlasten und die Landnutzungen als Maß für den Chemismus dienten. Nicht in den Analysen erfasst werden konnten einmalige Ereignisse

oder willkürlich wiederkehrende Gewässerunfälle (z.B. starker, landwirtschaftlich bedingter Sedimenteintrag am Deininghauser Bach).

Relevante Umweltparameter für die Wiederbesiedlung

Das Alter der ökologisch verbesserten Stellen spielt eine wichtige Rolle für die Wiederbesiedlung. Erst ca. 9 Jahre nach der ökologischen Verbesserung stellen sich Verbesserungen ein, die sich im Guten Ökologischen Potenzial widerspiegeln. Dennoch wurde an einigen Probestellen keine parallele Entwicklung von Zeit und Ökologischem Potenzial beobachtet. Die Zeit sollte daher als Proxy verstanden werden, der die Entwicklung der Gewässerhabitate widerspiegelt. Die Rolle der Zeit in der Wiederbesiedlung und die Sukzession von ökologisch verbesserten Gewässerabschnitten wurde bereits ausführlich in Kapitel 1 diskutiert. Die Wiederbesiedlung mit anspruchsvolleren Taxa, die zu einer besseren ökologische Bewertung führen würden, steht demnach ebenfalls in Zusammenhang mit der Entwicklung der Gewässer-und Uferhabitate, die ebenfalls Zeit benötigen, um sich zu entwickeln. In dieser Studie können die Ergebnisse aus dem ersten Kapitel bestätigt werden. Laubgehölze im Gewässerumfeld, eine „gute“ Gewässerstrukturgüte und Totholz im Gewässer wirken sich positiv auf das Ökologische Potenzial aus.

Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass die unversiegelte Fläche im Gewässerumfeld (20 x 1000 m bis 100 x 1000 m) stärker mit dem Ökologischen Potenzial korreliert, als die unversiegelte Fläche im Teileinzugsgebiet. Dass für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung eher die Landnutzung im Pufferstreifen relevant ist als die Landnutzung im gesamten Teileinzugsgebiet, zeigte auch eine Studie von Lorenz & Feld (2013).

In Kapitel 1 konnte außerdem gezeigt werden, dass die Anbindung an ein nie verbautes Nebengewässer eine wichtige Rolle bei der Wiederbesiedlung insbesondere der der anspruchsvolleren Taxa spielt. Dieses Ergebnis konnte auch in dieser Studie bestätigt werden: Eine Anbindung an ein nie verbautes Nebengewässer ist besonders für die Primärbesiedlung wichtig und wird später etwas weniger relevant. Aber auch ältere ökologisch verbesserte Abschnitte profitieren noch von einer solchen Anbindung, denn manche Taxa benötigen auch per Drift viel Zeit, um neue Standorte zu besiedeln bzw. sich etablieren zu können. Einige anspruchsvolle Taxa können die jungen ökologisch verbesserten Stellen per Strahlwirkung zwar erreichen, etablieren sich aber nicht. Dies kann erst geschehen, wenn sich die Bedingungen nach einiger Entwicklungszeit verbessert haben.

Neben den positiv beeinflussenden Umweltparametern gibt es Faktoren, die das Erreichen des Guten Ökologischen Potenzials behindern. Für ältere ökologische umgestaltete Abschnitte spielen Entlastungsbauwerke eine bedeutende Rolle. Bei älteren Probestellen, an der sich bereits Ufer- und Sohlhabitate entwickelt und anspruchsvollere Taxa angesiedelt haben, die negativen Einflüsse eines Entlastungsbauwerks gravierender, als an Probestellen, die bisher nur von anspruchslosen Pionierarten besiedelt wurden. Damit der Einfluss der Entlastungsbauwerke auf

die Biozönosen genauer bewertet werden kann, sollten zukünftig nicht nur die Anzahl der Entlastungsbauwerke, sondern vielmehr die Entlastungshäufigkeit betrachtet werden.

Ein weiterer entscheidender Stressor für das Erreichen des Guten Ökologischen Potenzials ist Eisenocker im Gewässer. Die Kolmation des Gewässersubstrates und das Verkleben von Kiemen sorgen für ein vermindertes Vorkommen von Makrozoobenthosarten (Prange, 2005).

In zwei der PCAs korreliert das Vorkommen von Makrophyten negativ mit dem Ökologischen Potenzial. Makrophyten bieten Lebensraum und Nahrung für andere Wasserorganismen, sie erhöhen die Struktur- und Strömungsdiversität, leisten einen Beitrag zur Sohl- und Uferbefestigung und haben vielfältige Wirkungen auf den Gewässerchemismus, wie z.B. Aufnahme von Nährstoffen und Schwermetallen und Abgabe von Sauerstoff (LULG, 2008). In den vorliegenden Ergebnissen bezieht sich der negative Zusammenhang zum ökologischen Potenzial wahrscheinlich auf das Alter, also den Entwicklungsstand, des Gewässerabschnitts: Junge, noch unbeschattete Gewässerabschnitte weisen optimale Bedingungen für Makrophyten auf. In der Analyse mit den Proben, die älter als neun Jahre waren, konnten keine Korrelationen zwischen dem Ökologischen Potenzial und den Makrophyten festgestellt werden.

In den Hauptkomponentenanalysen hatten einige Umweltparameter keinen Einfluss auf das Ökologische Potenzial: Altlasten, Länge der umgestalteten Strecke, die Landnutzungen Nadelwald, extensive Bebauung, Grünland, Agrarnutzung und die Mikrohabitate Sand, Kies, Steine und Lehm. Unter diesen Umweltparametern befinden sich einige, die in anderen Studien einen Einfluss auf benthische Biozönosen zeigten (z.B. negative Beeinflussung von Sand; Von Bertrab et al. 2013; Agrarnutzung.). Hier ist zu beachten, dass statistische Analysen nicht zwingend kausale Zusammenhänge beschreiben. Das Fehlen von Effekten einzelner Variablen kann z.B. folgende Gründe haben: Indirekt steht das Sohlsubstrat im Zusammenhang mit dem Fließgewässertypen und der Einfluss der Mikrohabitate kann bereits über die Typen abgefangen worden sein; einige Umweltparameter (Anteil Agrarnutzung im Einzugsgebiet, Anteil Sand auf der Sohle) unterscheiden sich nur geringfügig zwischen den Probestellen.

Aus den Ergebnissen lassen sich folgende Stellschrauben definieren, um zukünftige ökologische Verbesserungen weiter zu optimieren:

- Schaffung/Förderung von Bewuchs mit Laubgehölzen entlang der Gewässer
- Kontrolle von Entlastungsbauwerken
- Anbindungen von Nebengewässern
- Einbringung von Totholz

Prognose für noch nicht umgestaltete Gewässerabschnitte

Für die noch nicht ökologisch verbesserten Gewässerabschnitte des Emschersystems, aber auch für andere Gewässersysteme, stellt sich die Frage nach der Übertragbarkeit der Ergebnisse für eine Prognose von Entwicklungschancen und Wiederbesiedlung. Die Ergebnisse sind am besten innerhalb des Emschersystems und für andere Gewässer mit dem HMBW-Nutzungstyp

„Bebauung mit Vorland“ übertragbar. Noch nicht umgestaltete Gewässer, die ähnliche Umweltparameter aufweisen wie die hier untersuchten Gewässer, haben unter bestimmten Voraussetzungen gute Chancen das Gute Ökologische Potenzial zu erreichen. Aus den vorliegenden Ergebnissen lassen sich für viele Umweltparameter Orientierungswerte als Mittelwerte der Proben (n = 248), die bereits das Gute Ökologische Potenzial erreichen, festlegen:

- Mindestanteil von Laubgehölzen im Puffer von 20x1000m: 59,70 %
- Mindestanteil von Laubgehölzen im Puffer von 20x500m: 57,62 %
- Mindestanteil unversiegelter Fläche im Teileinzugsgebiet: 60,35 %
- Mindestanteil unversiegelter Fläche im Puffer 100x1000m: 77,92 %
- Mindestanteil unversiegelter Fläche im Puffer 20x1000m: 84,10 %
- Totholz vorhanden
- Anbindung an ein Nebengewässer gegeben bzw. Durchgängigkeit gewährleistet
- keine Eisenockerbildung vorhanden

Die Ergebnisse geben keinen Aufschluss über die Menge an Totholz, die notwendig ist, um das Gute Ökologische Potenzial zu erreichen; es wurden nur Werte von 0%, 5% oder 10% beobachtet, so dass die Datengrundlage für eine valide Ableitung von Grenzwerten nicht ausreicht.

Die Gewässer des Emschersystems sind sehr verschieden und sehr unterschiedlich belastet. Wenn eine extreme Belastung das Gewässer maßgeblich beeinflusst (Trockenfall, Durchgängigkeit, regelmäßig wiederkehrende Beeinträchtigungen, extreme Einleitungen, Pumpwerke,…) wird das das Gute Ökologische Potenzial wohl nie erreicht werden. Die anderen Gewässerabschnitte haben jedoch gute Aussichten, das Gute Ökologische Potenzial zu erreichen.

Maßnahme 2

Kapitel 3: Metalle in Sedimenten und im Wasser der ökologisch umgestalteten Gewässer

Einleitung

Zahlreiche Studien belegen den Eintrag von Metallen in umliegende Gewässer. Größere Mengen an Zink, Cadmium oder Blei können beispielsweise durch den Straßenverkehr in die Umwelt gelangen (Maltby et al., 1995; Ruchter 2012; Ruchter & Sures, 2015). Abrieb von

Autobremsen, rostenden Karosserien oder ähnlicher Einträge von Automobilen landen auf der Straße, werden mit dem nächsten Regen abgewaschen und gelangen so in Böden und Gewässer.

Auch die in Automobilen verbauten Abgaskatalysatoren sorgen für einen Eintrag von Edelmetallen wie Platin oder Palladium in die Umwelt und in Gewässer. Die katalytisch aktiven Metalle werden in sehr geringen Mengen aus dem Auspuff ausgestoßen und gelangen über den Straßenbelag und Regen schließlich in Gewässer (Ruchter & Sures, 2015).

Neben dem Verkehr können viele weitere Faktoren beim Eintrag von Metallen in Gewässer eine Rolle spielen. Bei der Kohlegewinnung fällt viel Abraum an, der aus der Tiefe der Erde stammt und häufig viele Stoffe enthält, die an der Oberfläche nicht oder in anderen Quantitäten vorkommen. Solcher Abraum wird in der Regel in Form von Bergehalden aufgeschüttet und schließlich häufig auch begrünt. Aussickerungen aus Halden können zahlreiche Stoffe enthalten, die die Umwelt negativ beeinflussen.

Die industrielle Tätigkeit der vergangenen Jahrhunderte hat neben Halden weitere Umweltbeeinträchtigungen in Böden und Untergründen hinterlassen. Große Teile des Emscher-einzugsgebietes sind ausgewiesene Altlasten- oder Altlastenverdachtsflächen (Abb. 3.1). Verschiedenste natürlicherweise nicht vorkommende Stoffe und Stoffkombinationen sind in diesen Gebieten vorhanden und werden durch Regen oder auch aktiven Verbau in Gewässer eingetragen. Bedingt durch den früheren Bergbau und die industrielle Tätigkeit finden sich in zahlreichen Gewässern der Region erhöhte Konzentrationen bestimmter Metalle wie Zink oder Eisen, die die natürlicherweise zu erwartenden Werte deutlich übersteigen (LANUV NRW 2011).

Ziel der Untersuchungen des vorliegenden Teilprojektes war es, die Belastungssituation in den Gewässern, Sedimenten und Organismen des Emscher Einzugsgebietes zu erfassen und etwaige Wirkungen auf die Entwicklung der Lebensgemeinschaften zu identifizieren.

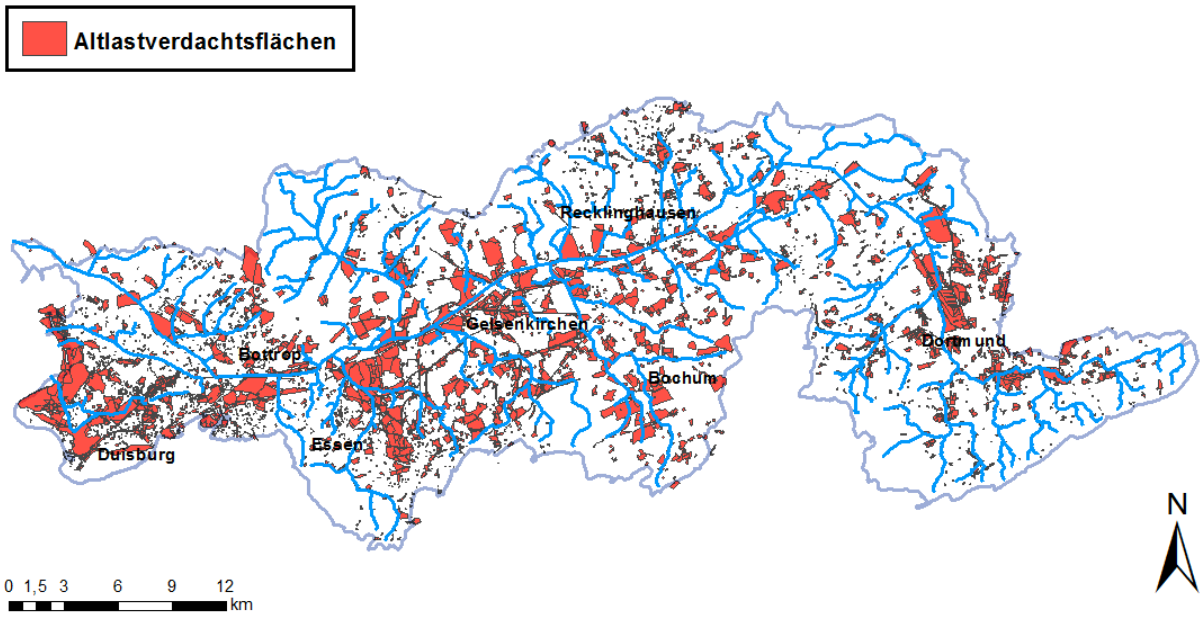


Abbildung 3.1: Altlastenverdachtsflächen im Emschereinzugsgebiet (Altlastenkataster des Landes NRW).

Methoden

Probenahme

Da die Datengrundlage zur Beurteilung der Chemie der Gewässer und Sedimente nicht ausreichend war, wurden bei einer ersten Probenahme an insgesamt 40 Stellen Sedimentproben entnommen (Abb. 3.2). Als Grundlage für die Auswahl dienten Karten der Gewässer und ein Altlastenkataster. Es wurden Stellen ausgesucht, die in der Nähe von Altlastverdachtsflächen lagen und solche, die möglicherweise als Referenzstellen dienen könnten z.B. in nie ausgebauten Oberläufen. Ende 2011 wurden in jedem Gewässer kleine Proben der oberen 5cm Schicht des Sediments entnommen. Die Ergebnisse dieser ersten Probenahme dienten einem ersten Überblick. Während einer zweiten Probenahme in 2012 wurden lediglich 25 Stellen beprobt. Die Angaben zu den Probestellen finden sich in Tab. 3.1.

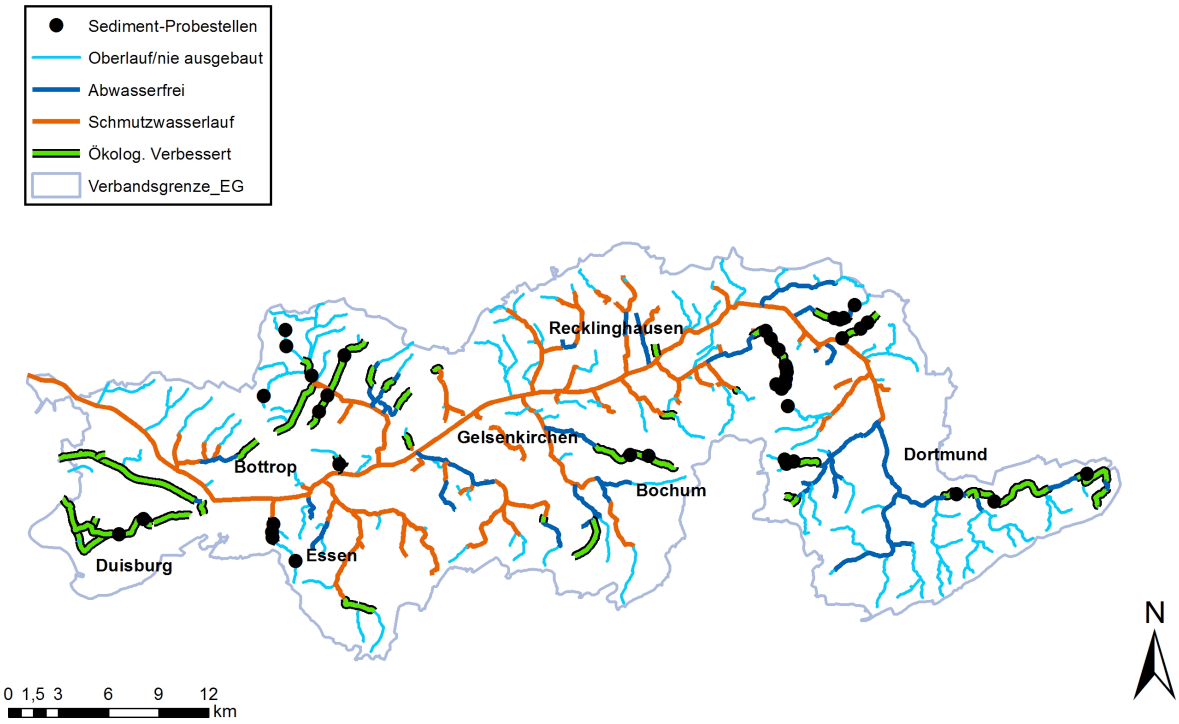


Abbildung 3.2: Probenahmestellen im Emscher Einzugsgebiet 2012 mit kategorisierten Läufen (Stand 2012).

Diese Probenahme 2012 war wesentlich umfangreicher als die erste und umfasste das Oberflächenwasser, das Sediment und ausgesuchte Organismen. Etwa 12ml des Oberflächenwassers wurden mittels einer Spritze aufgesogen und durch einen Vorsatzfilter (45µm Porengröße) in 15ml Probegefäße überführt. Anschließend wurden die Proben mit 10µl konzentrierter Salpetersäure angesäuert. Dieses Vorgehen diente dazu, die Proben zu konservieren und für die Messung mittels ICP-MS vorzubereiten.

Tabelle 3.1: Probestellen der Probenahme 2012 mit Gewässer, Ort und Rechts- und Hochwerten..

Stelle	Gewässer	Ort	Rechtswert	Hochwert
Aem_IV	Alte Emscher	Duisburg	2554691	5705919
Boy_II	Boye	Bottrop	2563146	5717280
Boy_III	Boye	Bottrop	2563237	5716252
Boy_V	Boye	Gladbeck	2564748	5714511
DEI_3	Deinighauser Bach	Castrop-Rauxel	2593149	5714348
Dei_II	Deinighauser Bach	Castrop-Rauxel	2592589	5713977
Dei_III	Deinighauser Bach	Castrop-Rauxel	2593201	5714652
DEI_Ong	Deinighauser Bach	Castrop-Rauxel	2592932	5713753
Dei_VIII	Deinighauser Bach	Castrop-Rauxel	2592331	5716636
Del_I	Dellwiger Bach	Dortmund	2593629	5709390
Del_II	Katzbach	Dortmund	2593194	5709251
Dor_1	Dorneburger Mühlenbach	Bochum	2583247	5709490

Stelle	Gewässer	Ort	Rechtswert	Hochwert
Dor_II	Dorneburger Mühlenbach	Bochum	2583835	5709786
EmO_I	Emscher Oberlauf	Dortmund	2603358	5707418
Gro_I	Groppenbach	Dortmund	2596052	5717956
Gro_IV	Groppenbach	Waltrop	2597034	5718468
Har_I	Haarbach	Gladbeck	2566681	5715660
Her_II	Herentheyer Bach	Dortmund	2596541	5716764
Her_IV	Herentheyer Bach	Dortmund	2598134	5717707
Hex_II	Hexbach	Mülheim an der Ruhr	2563774	5703411
Kir_1	Kirchschemmsbach	Bottrop	2565690	5713336
Laep_I	Läppkes Mühlenbach	Essen	2562432	5705596
Laep_III	Läppkes Mühlenbach	Essen	2562381	5704814
Piek_I	Piekenbrocksbach	Bottrop	2566406	5709204
Spe_I	Spechtsbach	Bottrop	2561890	5713306

Für die Sedimentprobenahme wurde ein Plexiglas-Stechrohr mit 100mm Durchmesser verwendet. Er wurde je Probestelle 20-mal angesetzt und je etwa 10cm tief in das Sediment gebohrt. Das überstehende Oberflächenwasser im Stechrohr wurde von oben mit einem Schlauch abgesaugt und lediglich das Sediment in eine Weißschale überführt. Die 20 Unterproben wurden homogenisiert und in mehrere ein Liter Braunglasflaschen gefüllt.

Mit einem Haushaltsieb (300mm Durchmesser) wurden Proben von Gammariden bzw. Wasserasseln genommen. Gammariden lassen sich in fast allen Bächen einfach finden und in für Analysen ausreichender Menge fangen. Daher wurde diese Tiergruppe für die Metallanalysen gewählt. An Stellen, die keine Gammariden aufwiesen, wurden stattdessen Wasserasseln gefangen. Waren auch diese nicht vorhanden, war eine Metallanalysen in Organismen nicht möglich. Mit dem Sieb wurden Laubansammlungen in den Bächen aufgewühlt und die im Sieb befindlichen Gammariden bzw. Wasserasseln mit einer Pinzette in ein 50ml Probegefäß überführt.

Alle Proben wurden gekühlt ins Labor gebracht und dort weiterbearbeitet. Die Wasserproben wurden bis zur Messung bei 6°C aufbewahrt, die Organismenproben bei -20°C eingefroren.

Eine zusätzliche Beprobung des Makrozoobenthos fand an ausgesuchten Stellen im Mai 2013 statt. Die Beprobung erfolgte gemäß Meier et al. (2006). An jeder Stelle wurden zunächst die vorkommenden Habitate kartiert und die 20 Teilproben festgelegt. Ein Kescher mit einer Maschenweite von 500 µm und einem Rahmenmaß von 25x25 cm wurde für die Probenahme verwendet. Die gewonnenen Proben wurden mit 96% Ethanol konserviert und bis zur Weiterbearbeitung bei Raumtemperatur aufbewahrt.

Sedimentbehandlung

Aus den Sedimenten wurde direkt im Anschluss an die Probenahme zunächst das Porenwasser gewonnen. Dazu wurden Unterproben aus den Braunglasflaschen in 500ml-Polycarbonatflaschen überführt, diese mit einem Deckel verschlossen und bei 4°C und 3000g

für 10 Minuten zentrifugiert (Avanti J-25, Beckmann, Krefeld). Die festen Bestandteile der Probe fanden sich im Anschluss auf dem Boden der Flaschen und das überstehende Porenwasser wurde mit einer Pipette abgesaugt und in 15ml Probegefäße überführt. Unterproben von etwa 12 ml wurden für die Metallanalyse mit einem Vorsatzfilter (45µm) gefiltert und mit 10µl konzentrierter Salpetersäure versetzt. Die Sedimente wurden wieder in Braunglasflaschen gefüllt, bei -20°C eingefroren und anschließend gefriergetrocknet (Heto PowerDry LL3000, Thermo Electron, Karlsruhe). Die getrockneten Proben wurden bei 6°C gekühlt in Braunglasflaschen aufbewahrt.

Zur Herstellung von wässrigen Eluaten wurden die Proben aus den PE-Flaschen ebenfalls mit dem oben beschriebenen Verfahren vom Porenwasser getrennt. 100g des Sediments wurden anschließend in 500ml Glasflaschen überführt und mit 400ml Milipore-Wasser bedeckt. Die Flaschen wurden für 24 Stunden in einem Überkopfschüttler bei 4°C mit einer Geschwindigkeit von 20 Umdrehungen pro Minute gedreht. Nach Ablauf dieser Zeit wurden die wässrigen Eluate wiederum durch oben bereits beschriebene Zentrifugation gewonnen. Unterproben von etwa 12 ml wurden für die Metallanalyse mit einem Vorsatzfilter (45µm) gefiltert und mit 10µl konzentrierter Salpetersäure versetzt. Die übrigen Eluate wurden in mehrere 50ml Probengefäße überführt und bei -20°C eingefroren.

Die gefriergetrockneten Sedimentproben wurden mit Hilfe eines 2mm Siebes (Retsch, Haan) auf eine Fraktion <2mm reduziert. Zur Vorbereitung der Metallanalyse und zur Herstellung organischer Extrakte (siehe Kapitel 2) wurden die Proben anschließend in der Mühle HSM 100H (HERZOG, Osnabrück) gemahlen. 4g jeder Probe wurden schließlich mit 0,9g Höchst Wachs (Merck KG, Darmstadt) vermengt und homogenisiert. Das Gemisch wurde in der Presse HTP 40 (HERZOG, Osnabrück) schließlich in eine Tablette gepresst, die für die Metallanalyse mittels Röntgenfloureszenzanalyse benötigt wurde.

Behandlung Organismenproben

Die Gammariden und Assel-Proben wurden aufgetaut und mit deionisiertem Wasser (MilliPore)gespült. Die Tiere wurden morphologisch bestimmt und entsprechend der Art in 10ml PE-Probengefäße überführt. Die sortierten Proben wurden homogenisiert und anschließend wieder bei -20°C eingefroren. Die gefrorenen Proben wurden gefriergetrocknet (Heto PowerDry LL3000, Thermo Electron, Karlsruhe).

Die gefriergetrockneten Proben mussten vor der Messung zunächst aufgeschlossen werden. Dazu wurden zwischen 20 und 35mg der Probe in Teflon-Reaktionsgefäße gefüllt (drei je Probe). 1,3ml Salpetersäure (suprapur, 65%) und 2,5ml Wasserstoffperoxid (suprapur, 30%) wurden jeder Probe zugesetzt und anschließend für 90 Minuten bei 170°C mit dem MARS 5 Mikrowellen-Aufschluss-System (CEM GmbH, Kamp-Lintfort) aufgeschlossen. Die entstandene Lösung wurde in einem volumetrischen Kolben mit deionisiertem Wasser (MilliPore) auf 5ml Gesamtvolumen aufgefüllt.

Analyse der Metallgehalte

Die Metallgehalte in den Sedimenten wurden mittels Röntgenfloureszenzanalyse bestimmt (Hahn-Weinheimer et al. 1984). Dazu wurden die hergestellten Tabletten in das Gerät eingeführt und das Messprogramm gestartet. Die Ergebnisse wurden in Excel-Tabellen (Microsoft Corporation, Redmond, USA) übertragen und weiter ausgewertet. Jede Messung wurde zweifach durchgeführt (Doppelbestimmung).

Die Metallgehalte in den wässrigen Proben (Oberflächenwasser, Porenwasser, Eluate) und den aufgeschlossenen Organismen wurden mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) analysiert (Elan 5000, Perkin Elmer, Waltham, USA). Die Gehalte der Elemente As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb und Zn wurden bestimmt. Blindwerte und Referenzproben wurden bei jedem Durchgang mitgemessen und die Ergebnisse entsprechend den mitgemessenen Standards um die Abweichungen korrigiert. Die Bearbeitung der Daten erfolgte in Excel-Tabellen.

Auswertung Makrozoobenthos

Von den konservierten MZB-Proben wurden Unterproben genommen und sortiert, bevor die taxonomische Bestimmung erfolgte (Haase, Sundermann & Schindehütte, 2011). Hierzu wurde das Binokular SZX-9 (Olympus Corporation, Japan) eingesetzt, die bestimmten Tiere nach Arten sortiert in Probengefäße überführt und wiederum mit Ethanol (70%) konserviert. Die Anzahl der auf Art- bzw. Gattungsniveau bestimmten Tiere je Probestelle wurde in Excel-Tabellen zusammengetragen.

Für statistische Analysen wurde das Programm PRIMER 6 (PRIMER-E Ltd, United Kingdom) verwendet. Die Daten wurden zunächst mit der vierten Wurzel transformiert, um die Relevanz stark vertretener Arten zu reduzieren und die Bedeutung von mit wenigen Individuen vertretener Arten zu erhöhen. Anschließend wurde eine Ähnlichkeitsanalyse der Probestellen nach Bray-Curtis durchgeführt basierend auf den Abundanzdaten. Die Multidimensionale Skalierung (MDS) diente zur Veranschaulichung der Ähnlichkeiten der Probestellen. Je näher zwei Probestellen in dem Diagramm liegen, desto ähnlicher sind sie zueinander. Zusätzlich wurden die gemessenen Werte (Metallgehalte in Wässern, Sedimenten etc.) als Umweltparameter in die Analyse integriert. Mit einer Hauptkomponenten-Analyse (principal component analysis, PCA) wurde deren Einfluss auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften untersucht.

Ergebnisse

Metallgehalte in Sedimenten

Die Metallgehalte in den Sedimentproben (Fraktion <2mm) sind in Tab. 3.2 aufgeführt. Eisen (Fe) wurde lediglich als prozentualer Anteil von Eisenoxid im Sediment gemessen und daher bei den Sedimenten nachfolgend nicht weiter betrachtet.

Tabelle 3.2: Metallgehalte in der <2mm Fraktion der Sedimente an den Probestellen (in mg/kg).

Stelle	Cd	Pb	Cu	As	Cr	Ni	Zn
AEm IV	1,6	44	27	6	159	15	126
Boy 5	2,9	33	19	3	35	12	85
Boy II	4,1	63	106	21	87	39	289
Boy III	2,4	17	13	28	74	17	77
DEI 3	2,3	23	11	15	58	21	158
Dei II	3,4	44	12	4	42	22	116
Dei III	3,0	33	17	19	63	12	33
DEI Ong	28,7	69	46	233	83	17	73
Dei VIII	2,9	14	9	5	55	208	848
DeI I	2,5	39	30	9	108	25	184
DeI II	2,6	44	36	12	123	13	108
Dor 1	2,4	47	38	9	74	27	305
Dor I	1,8	38	16	6	66	15	103
EmO I	2,9	55	23	7	52	15	172
Gro I	2,7	17	21	8	23	9	61
Gro III	3,0	40	131	4	153	29	332
Har I	2,6	10	6	6	135	10	138
Her II	2,9	49	39	11	96	24	182
Her IV	2,1	14	13	2	32	9	52
Hex II	2,6	35	11	5	83	8	266
Kir I	2,5	12	7	22	36	14	302
Leap I	2,6	25	8	4	49	11	81
Laep III	4,1	72	35	7	48	8	101
Piek I	1,1	25	20	36	94	31	593
Spe I	18,0	124	34	13	49	8	87

Die Werte für die einzelnen Metalle fallen sehr unterschiedlich aus, generelle Trends sind daher nicht erkennbar. Die Ergebnisse oberhalb der regionalen Hintergrundwerte (LANUV NRW, 2011) sind in Tab. 3.3 aufgeführt. Lediglich einige wenige Elemente und auch nur einzelne Stellen weisen Gehalte oberhalb dieser regionalen Hintergrundwerte auf.

Tabelle 3.3: Metallgehalte in der <2mm Fraktion der Sedimente an den Probestellen (in mg/kg) oberhalb der regionalen Hintergrundwerte (kein Wert für Cr vorhanden).

Stelle	Cd	Pb	Cu	As	Cr	Ni	Zn
AEm IV							
Boy 5	0,7						
Boy II	1,9		70			19,3	
Boy III	0,2						
DEI 3							
Dei II	1,2						
Dei III	0,8					2,1	
DEI Ong	26		10	193		188	548
Dei VIII	0,6						
DeI I	0,3					1,3	

Stelle	Cd	Pb	Cu	As	Cr	Ni	Zn
Del II	0,4		0,6			5,0	
Dor 1	0,1		3,0			7,4	4,5
Dor I							
EmO I	0,7						
Gro I	0,5						
Gro III	0,8		95			8,9	32
Har I	0,4						
Her II	0,7		4,4			3,8	
Her IV							
Hex II	0,4						
Kir I	0,3						
Laep I	0,4						
Leap III	1,9		0,1				1,7
Piek I							
Spe I	15	40				11	292
Hintergrund	2,2	84	35	40	-	20	300

Metallgehalte in wässrigen Proben

Die Ergebnisse aus den Messungen der wässrigen Proben finden sich in Tab. 3.4. Auch bei diesen Ergebnissen sind keine generellen Trends erkennbar. Die Gehalte oberhalb der regionalen Hintergrundwerte sind in Tab. 3.5 aufgeführt. Für Arsen (As) und Eisen (Fe) sind keine Hintergrundwerte verfügbar.

Tabelle 3.4: Metallgehalte in wässrigen Proben (in µg/l). O=Oberflächenwasser, P=Porenwasser, W=Wässriges Eluat

Stelle	Medium	Cd	Pb	Cu	As	Ni	Zn	Fe
AEm IV	O	0,03	0,12	1,3	0,8	6,5	4,2	114
	P	0,10	0,16	2,5	5,1	7,1	7,2	115
	W	0,25	0,20	1,5	1,6	4,2	3,8	290
Boy 5	O	0,04	0,09	1,5	1,8	6,5	6,1	125
	P	0,06	0,09	2,9	1,5	9,2	10,4	113
	W	0,04	0,09	2,2	0,6	2,7	4,3	120
Boy II	O	0,08	0,36	9,0	1,2	11,8	25,1	119
	P	0,06	0,09	3,3	5,6	14,6	6,9	109
	W	0,06	0,11	2,6	0,8	3,6	5,8	119
Boy III	O	0,05	0,17	5,3	1,4	9,0	13,2	130
	P	0,06	0,09	3,5	6,7	8,8	8,3	102
	W	0,05	0,09	2,6	0,6	2,8	3,0	116
DEI 3	O	0,08	0,10	3,3	4,7	12,6	7,6	189
	P	0,07	0,10	3,6	7,3	10,8	5,6	129
	W	0,05	0,06	1,4	2,1	3,0	2,1	116
Dei II	O	0,06	0,11	1,1	1,4	5,9	6,6	123
	P	0,07	0,13	2,7	1,9	6,3	9,4	110

Stelle	Medium	Cd	Pb	Cu	As	Ni	Zn	Fe
	W	0,05	0,09	0,8	0,4	1,0	1,8	143
Dei III	O	0,07	0,09	2,9	3,8	10,8	6,3	103
	P	0,09	0,13	3,8	7,1	16,0	8,2	112
	W	0,04	0,06	1,4	0,8	2,3	2,0	168
DEI Ong	O	0,09	0,10	4,7	9,4	16,6	13,7	152
	P	0,12	0,10	4,8	6,2	17,8	9,9	170
	W	0,05	0,06	1,1	3,2	2,7	2,0	138
Dei VIII	O	0,06	0,17	3,2	2,2	8,0	6,7	133
	P	0,08	0,09	2,3	10,5	6,6	4,3	132
	W	0,05	0,07	1,0	0,6	1,2	1,8	118
Del I	O	0,05	0,07	1,4	1,5	8,1	4,9	126
	P	0,05	0,07	1,3	6,4	5,2	4,2	106
	W	0,05	0,09	1,1	0,7	2,0	2,4	117
Del II	O	0,04	0,09	1,0	1,8	6,2	5,0	122
	P	0,05	0,08	1,8	4,6	6,6	3,9	132
	W	0,05	0,06	0,8	1,0	1,6	2,1	115
Dor 1	O	0,05	0,13	2,9	1,7	9,1	13,8	145
	P	0,06	0,07	1,9	4,7	6,8	6,6	108
	W	0,05	0,08	1,7	0,6	2,0	3,5	117
Dor I	O	0,04	0,12	1,6	1,6	6,7	4,4	134
	P	0,05	0,06	1,5	2,6	4,4	4,3	112
	W	0,03	0,07	1,0	0,4	1,3	1,7	113
EmO I	O	0,05	0,08	1,4	1,0	4,9	4,3	184
	P	0,11	0,30	4,5	2,2	6,4	19,3	118
	W	0,06	0,14	3,2	0,6	1,8	5,0	122
Gro I	O	0,07	0,15	0,8	0,7	5,0	5,4	143
	P	0,12	0,09	1,2	1,0	2,9	4,1	89
	W	0,03	0,06	2,9	0,6	2,0	3,6	124
Gro III	O	0,07	0,16	1,1	0,9	4,4	3,9	130
	P	0,15	0,10	4,2	0,5	2,9	9,0	86
	W	0,04	0,06	8,0	0,3	1,7	4,7	127
Har I	O	0,07	0,14	1,8	2,9	4,3	433	123
	P	0,13	0,14	2,8	6,5	6,5	28,0	133
	W	0,03	0,09	1,0	1,1	1,1	7,7	127
Her II	O	0,06	0,11	3,6	1,3	7,2	8,0	138
	P	0,08	0,10	1,6	2,7	4,1	3,4	102
	W	0,05	0,09	1,2	0,8	1,5	1,7	120
Her IV	O	0,08	0,24	3,8	1,6	8,1	16,6	142
	P	0,09	0,19	2,7	4,5	7,2	5,2	142
	W	0,04	0,09	0,9	0,5	1,6	1,9	119
Hex II	O	0,05	0,15	1,1	1,1	5,8	8,1	137
	P	0,08	1,16	6,0	1,6	5,4	12,7	130
	W	0,06	0,09	2,1	0,5	1,2	4,9	122
Kir I	O	0,05	0,09	1,9	1,9	9,2	11,0	131
	P	0,07	0,06	2,5	6,7	9,7	4,1	125
	W	0,04	0,39	2,5	1,1	2,2	6,7	290
Laep I	O	0,06	0,07	2,5	0,9	5,9	12,7	117
	P	0,04	0,14	1,4	1,1	5,9	8,3	236
	W	0,05	0,09	2,3	0,4	1,3	7,7	114
Leap III	O	0,05	0,10	1,6	1,0	5,5	7,6	120
	P	0,05	0,18	2,0	4,5	5,0	6,0	114
	W	0,04	0,21	1,6	1,0	2,1	4,5	124

Stelle	Medium	Cd	Pb	Cu	As	Ni	Zn	Fe
Piek I	O	0,10	0,13	1,2	2,0	7,5	5,4	1123
	P	0,14	0,12	1,8	1,6	7,1	4,0	150
	W	0,06	0,06	0,7	0,7	2,3	2,6	113
Spe I	O	0,08	0,38	0,9	1,0	5,1	11,3	164
	P	0,12	0,17	0,7	1,5	3,4	4,4	89
	W	0,04	0,08	0,6	0,7	1,1	2,6	113

Tabelle 3.5: Metallgehalte in wässrigen Proben oberhalb des regionalen Hintergrundgehalts (in µg/l). O=Oberflächenwasser, P=Porenwasser, W=Wässriges Eluat

Stelle	Medium	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn
AEm IV	O					
	P	0,01				
	W	0,16				
Boy 5	O					
	P					
	W					
Boy II	O			4,3		
	P				2,3	
	W					
Boy III	O			0,64		
	P					
	W					
DEI 3	O				0,25	
	P					
	W					
Dei II	O					
	P					
	W					
Dei III	O					
	P	0,01			3,6	
	W					
DEI Ong	O	0,01		0,01	4,2	
	P	0,04		0,05	5,5	
	W					
Dei VIII	O					
	P					
	W					
Del I	O					
	P					
	W					
Del II	O					
	P					
	W					
Dor 1	O					
	P					
	W					
Dor I	O					
	P					
	W					
EmO I	O					
	P	0,03				
	W					

Stelle	Medium	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn
Gro I	O					
	P	0,03				
	W					
Gro III	O					
	P	0,06				
	W			3,3		
Har I	O					359
	P	0,05				
	W					
Her II	O					
	P					
	W					
Her IV	O					
	P	0,01				
	W					
Hex II	O					
	P		0,6	1,3		
	W					
Kir I	O					
	P					
	W					
Laep I	O					
	P					
	W					
Leap III	O					
	P					
	W					
Piek I	O	0,02				
	P	0,06				
	W					
Spe I	O					
	P	0,04				
	W					
Hintergrund		0,09	0,6	4,7	12	74

Metallgehalte in Organismen

Die beiden Gammaridenarten *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* kamen an den unterschiedlichen Stellen vor, zum Teil auch beide Arten gleichzeitig. An zwei Stellen konnten keine Gammariden gefunden werden, aber dafür *Asellus aquaticus*. An drei weiteren kamen weder Gammariden noch Wasserasseln vor. Ein Vergleich zwischen unterschiedlichen Arten kann lediglich als Annäherung dienen, die gemessenen Elementgehalte finden sich dennoch in Tab. 3.6.

Tabelle 3.6: Metallgehalte in Organismen (in mg/kg) an den Probestellen (n.b. = nicht bestimmbar).

Stelle	Art	Cd	Pb	Cu	As	Cr	Ni	Zn	Fe
AEm IV	-								
Boy 5	*G. pulex*	0,04		21	n.b.	1,9		17	359
Boy II	*G. pulex*	0,48		38	n.b.	4,9	0,01	30	492
Boy III	*G. pulex*	0,12		34	n.b.	4,5	0,02	25	182
DEI 3	*G. fossarum*	0,13	0,45	22	n.b.	86	48	27	537
Dei II	*G. fossarum*	0,14	2,26	35	n.b.	62	34	40	429
Dei III	*G. fossarum*	0,12	0,72	43	n.b.	183	102	46	863
DEI Ong	*G. fossarum*	0,19	0,28	54	n.b.	74	38	35	411
Dei VIII	*G. pulex*	0,20	0,71	15	n.b.	92	53	29	725
DeI I	-								
DeI II	*G. fossarum*	0,03		21	n.b.	4,2		20	405
Dor 1	*G. pulex*	0,06		36	n.b.	8,5	0,92	28	353
Dor I	*G. pulex*	0,00		24	n.b.	8,3		21	201
EmO I	*G. pulex*	0,05		22	n.b.	5,3		21	629
Gro I	*G. pulex*	0,03		42	n.b.	8,0	0,69	36	621
Gro III	*G. fossarum*	0,13		53	n.b.	4,1		31	496
Har I	*Asellus*	0,01	1,91	69	n.b.	70	38	118	1921
Her II	-								
Her IV	*G. pulex*	0,01		32	n.b.	9,3	1,4	28	172
Hex II	*G. fossarum*	0,25	0,06	22	n.b.	9,6	2,0	24	492
Kir I	*G. pulex*	0,04		24	n.b.	2,8		23	704
Laep I	*G. fossarum*	0,10		22	n.b.	5,7		24	540
Leap III	*G. fossarum*	0,25		29	n.b.	15	3,6	30	508
Piek I	*Asellus*		0,42	27	n.b.	88	47	26	7558
Spe I	*G. fossarum*	0,12		46	n.b.	6,5		39	660

Vergleich der Metallgehalte Wasser, Sediment, Organismen

Abbildung 3.3 zeigt einen Vergleich der Metallgehalte im Oberflächenwasser, dem Sediment und den Organismen an den Probestellen DEI_Ong, Har_I und Piek I. Höhere Konzentrationen im Sediment oder dem Oberflächenwasser finden sich meist auch in den Organismen wieder. Ein direkter Zusammenhang zwischen den Gehalten in Sediment/Wasser und den Organismen ist erkennbar.

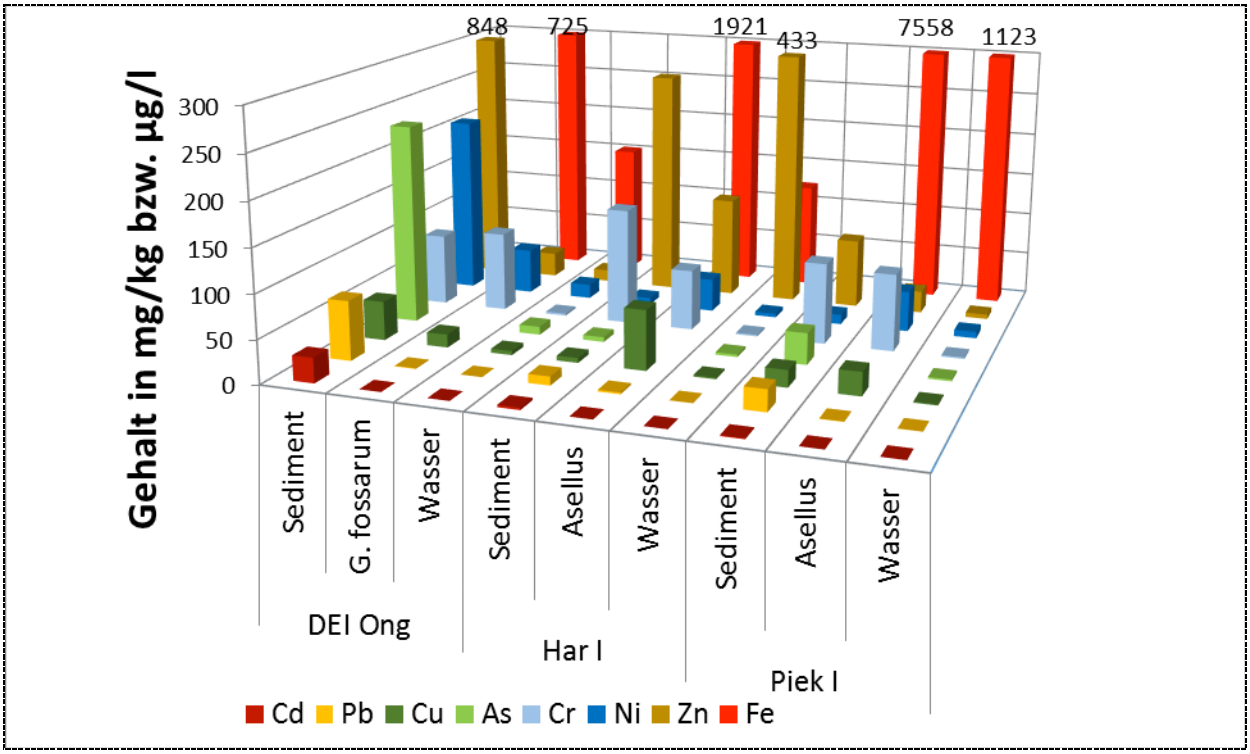


Abbildung 3.3: Vergleich der Metallgehalte Sediment, Oberflächenwasser und Organismen an den Probestellen DEI Ong, Har I und Piek I.

Lebensgemeinschaften

Das Ergebnis der Ähnlichkeitsanalysen (MDS der Probestellen) ist in Abb. 3.4 dargestellt. Mit Ausnahme von Gro_III und Boy_III bilden die Probestellen keine klaren Gruppen. Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften scheint an den Stellen sehr unterschiedlich auszufallen.

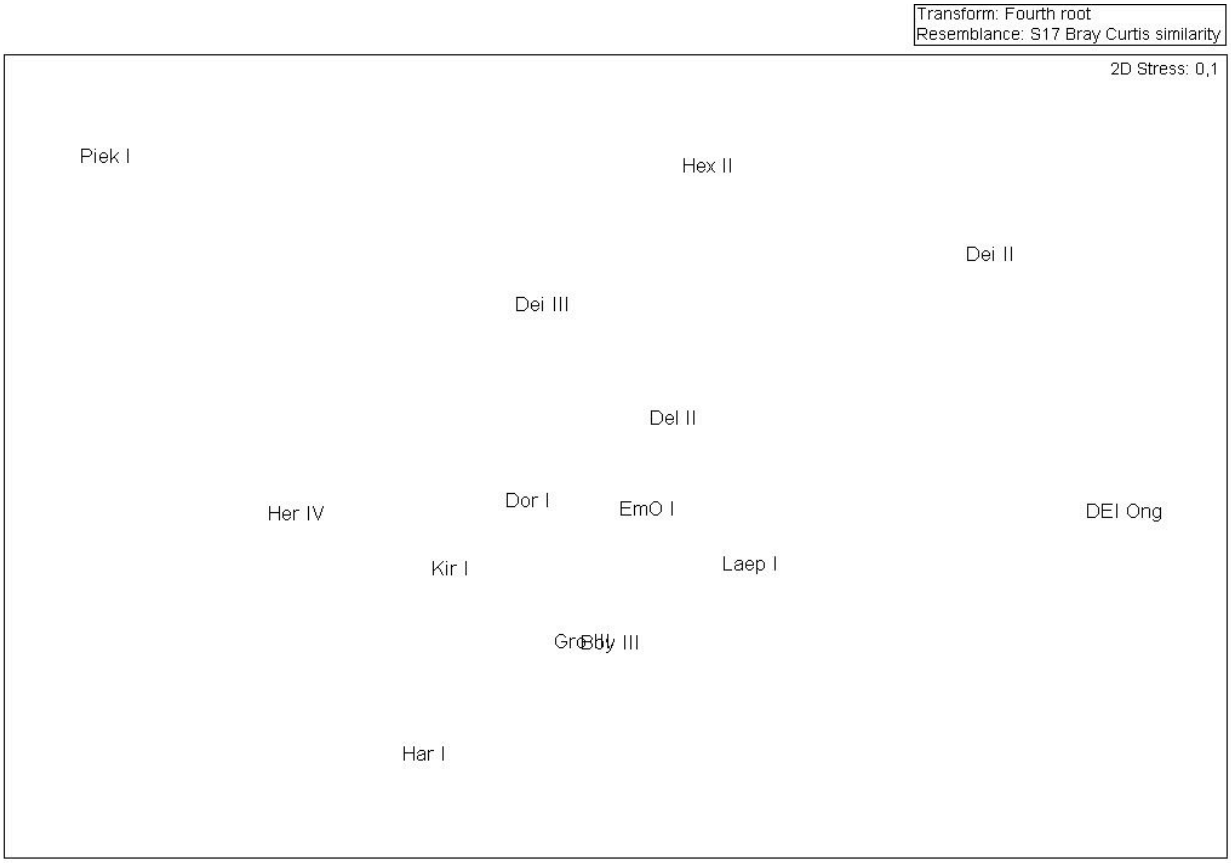


Abbildung 3.4: MDS Plot der Probestellen basierend auf den Makrozoobenthos-Daten.

Die Hauptkomponenten-Analyse zeigte bei den Parametern Metallgehalt Sediment, Metallgehalt Porenwasser und Metallgehalt Wässriges Eluat keinen klaren Zusammenhang. Der Faktor Metallgehalt Oberflächenwasser jedoch konnte zumindest teilweise die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften erklären (Abb. 3.5). So war offenbar Eisen bestimmend für die Gemeinschaft an Piek I und Zink für diejenige an Har I.

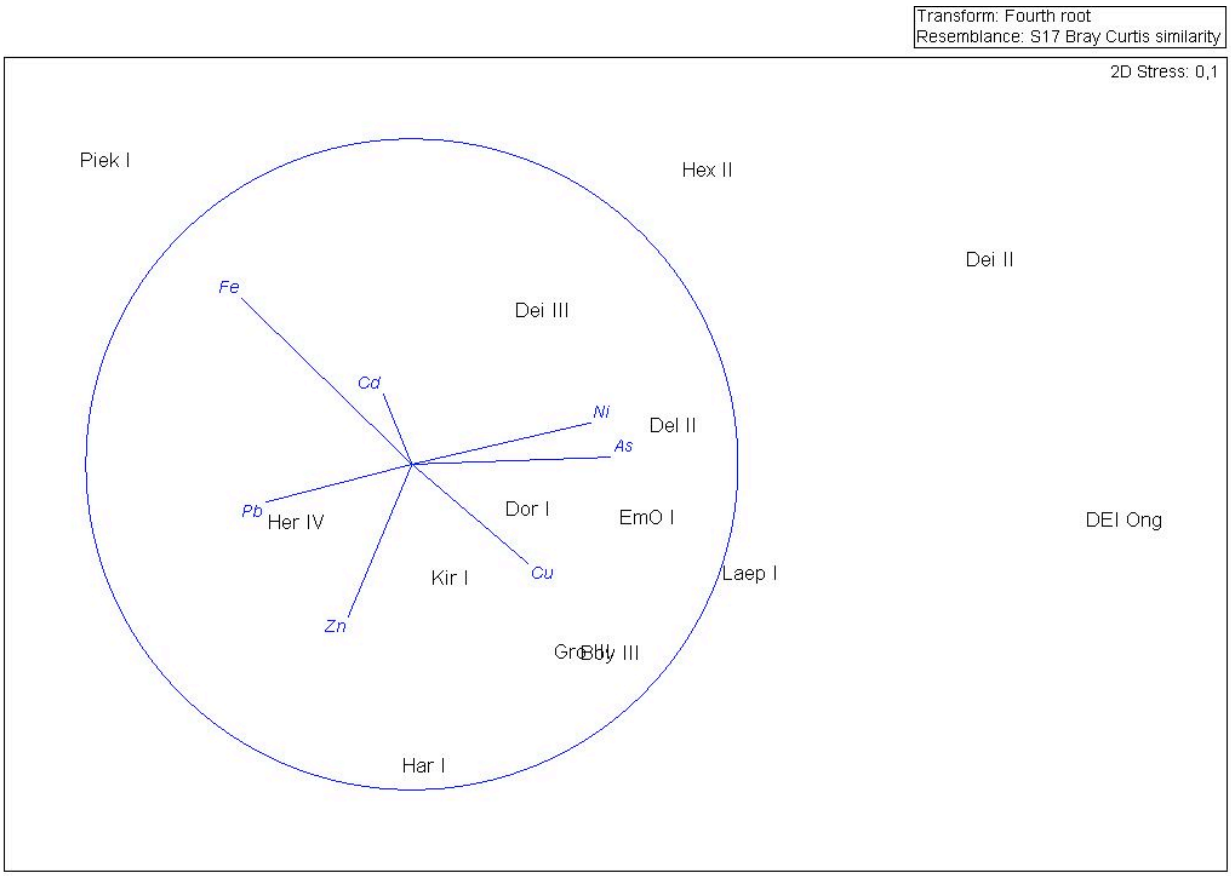


Abbildung 3.5: MDS Plot der Probestellen basierend auf den Makrozoobenthos-Daten mit PCA der Metallgehalte im Oberflächenwasser.

Diskussion

Bei den Sedimentproben lagen die Cadmiumgehalte an fast allen Stellen über den regionalen Hintergrundwerten. Die regionalen Hintergrundwerte für Kupfer, Nickel und Zink wurden ebenfalls an mehreren Stellen überschritten. Dabei waren aber lediglich die Stellen DEI_Ong, Gro_III und Spe_I bei mehreren Metallen sehr deutlich über den Hintergrundwerten. Da die Metalle im Sediment meist in gebundener Form vorliegen und ein saures Milieu nötig wäre um sie zu lösen, ist ein Einfluss dieser gebundenen Metalle auf Organismen eher unwahrscheinlich. Der pH-Wert an allen Stellen lag im passenden, basischen Bereich. Insbesondere Standorte mit Halden-Einfluss wie der Deininghauser Bach fielen bei den Messungen als stärker und breiter belastet auf.

Die Metallgehalte in den wässrigen Eluaten repräsentieren die Auswaschungen aus den Sedimenten und lagen erwartungsgemäß alle in einem wenig relevanten Bereich. Lediglich in zwei Fällen wurde der regionale Hintergrundwert überschritten (Cadmium an AEm_IV und Kupfer an Gro_III). Bei den Porenwässern lagen an einigen Stellen erhöhte Werte vor. Insbesondere für Arsen wiesen fast alle Stellen die höchsten Gehalte in den Porenwässern auf. Aber auch einige Metalle wie Cadmium und Nickel waren darin an einigen Stellen in erhöhten

Konzentrationen vorhanden. Das Oberflächenwasser wies an einigen Stellen dagegen erhöhte Konzentrationen an Nickel/Arsen (DEI_Ong), Zink (Har_I) und Eisen (Piek_I) auf.

Erhöhte Elementgehalte in den Sedimenten und/oder dem Wasser spiegelten sich auch in den Gehalten im Gewebe der Organismen wieder. Ein erhöhter Eisenwert im Oberflächenwasser konnte auch in den Organismen festgestellt werden. Bei hohen Chrom-Konzentrationen im Sediment fand sich dieser auch in den Tieren trotz geringer Werte im Wasser. Dies könnte aber auch an einer Akkumulation des Metalls sowohl im Sediment als auch in den Tieren liegen. Ähnlich verhält es sich mit Nickel und Zink. Bei letzterem konnte aber insbesondere ein hoher Wert im Wasser den Gehalt in den Tieren erklären.

Bei den Gemeinschaftsanalysen konnte eine breite Variation festgestellt werden. Kaum eine Stelle ist einer anderen ähnlich. Die Unterschiede in der Zusammensetzung der Arten lassen sich zumindest anteilig auch durch den Einfluss bestimmter Elemente erklären. Die PCA zeigt für Oberflächenwasser Einflüsse von Eisen, Arsen/Nickel und Zink auf die Artgemeinschaften. Ein Einfluss der Elementgehalte in den Sedimenten konnte dagegen nicht festgestellt werden. In dynamischen Gewässern, die erst vor kurzem (wieder) angelegt wurden, spielen zahlreiche weitere Faktoren sicherlich eine weitaus größere Rolle. Auch die Zusammensetzung der Gemeinschaften verändert sich insbesondere in den ersten Jahren nach einem ökologischen Umbau sehr (siehe Maßnahme 1). Dennoch prägen auch die Metall- und Elementgehalte in den Gewässern diese Entwicklung mit.

Kapitel 4: Gewässerbezogene Effektuntersuchungen

Einleitung

Mit der Analyse der Metallgehalte in den Sedimenten, Wässern und Organismen und der Untersuchung der Tiergemeinschaften wurde bereits die anorganische Belastungssituation in den ökologisch umgestalteten Gewässern des Emschersystems erfasst und auch der Einfluss dieser auf die Artgemeinschaften untersucht. Die Zusammensetzung der Arten gibt einen Hinweis auf die langfristigen Wirkungen der Belastung. Eventuelle akute Wirkungen der in Sedimenten und Wässern vorhandenen Substanzen wurden damit aber noch nicht erfasst.

Für die Bewertung der akuten Wirkung von Substanzen gibt es eine Reihe von standardisierten Testsystemen (Fent, 1998). Jeder dieser Tests hat Vor- und Nachteile und bestimmte Einsatzgebiete. Für die Untersuchung von wässrigen Medien, die auch für Gewässer repräsentativ sein sollen, bietet sich der Daphnientest an (OECD, 2004). Die dafür genutzten Kleinkrebse kommen auch in der Natur vor und können als Vertreter der Gewässerfauna die Wirkung auf die übrigen niederen Tiere gut veranschaulichen.

Tests mit höheren Tieren wie Fischen sind sehr aufwendig und benötigen sehr viel Probenmaterial. Sie wurden häufig zur Untersuchung von Abwasserproben eingesetzt, dann meist mit der Goldorfe. Fischei- und Zelllinientests dagegen können ohne den Einsatz von

lebenden Tieren ebenfalls die Wirkung auf diese höheren Organismen untersuchen (Braunbeck et al. 1997, Schulz et al. 1995). Sie eignen sich aber auch gut um Umweltproben auf ihre Wirkung zu untersuchen (Hollert et al. 2000). Ein so generierter Summenparameter kann keine Auskunft über einzelne Substanzen geben, wohl aber über das Ausmaß des biologischen Schädigungspotentials insbesondere von Sedimenten und Schwebstoffen. Beim Einsatz bestimmter Extraktionsverfahren mit organischen Lösungsmitteln wird zudem der Schwerpunkt auf die organischen Anteile im Sediment gelegt.

Ziel der nachfolgenden Studien war es einerseits, die akute Wirkung der in den Gewässern vorhandenen Metalle zu untersuchen, andererseits das Wirkungspotenzial von möglicherweise vorhandenen organischen Schadstoffen in den Gewässern zu erfassen.

Methoden

Daphnientest mit Porenwasser

Für den Daphnientest wird ein flüssiges Medium benötigt. Im vorigen Kapitel konnte gezeigt werden, dass Oberflächenwasser und Porenwasser zum Teil sehr ähnliche Konzentrationen von Metallen aufwiesen, zum Teil auch stärker belastet waren und auch in direktem Bezug zum Sediment standen. Bei der Probennahme wurde lediglich eine kleine Menge des Oberflächenwassers je Probestelle entnommen, die der Metallanalytik diente. Die wässrigen Eluate waren nicht repräsentativ für die jeweilige Probestelle, daher blieben für die Untersuchung der Wirkung lediglich die Porenwässer übrig.

Der Test mit *Daphnia magna* wurde gemäß den Bedingungen der OECD 202 (2004) durchgeführt (detaillierte Beschreibung siehe Kapitel 5). Die gefrorenen Porenwässer wurden über Nacht aufgetaut, mittels einer Spritze aufgesogen und durch einen Vorsatzfilter (45µm Porengröße) in 50 ml Probegefäße überführt. Diese wurden vor Testbeginn 15 Minuten belüftet. Verdünnungsreihen wurden nicht erstellt, sondern lediglich die volle Konzentration getestet. Eine Negativ-Kontrolle wurde mit Standard Frischwasser durchgeführt. Je Probe wurden 10 ml je Well einer Reihe der inerten Testplatten gefüllt, sowie 20 Daphnien (4 mal 5) und nach 24 Stunden und 48 Stunden die Immobilisierung der Daphnien untersucht. Die Ergebnisse wurden in Excel-Tabellen festgehalten. Weitere Einzelheiten zur Testdurchführung finden sich ausführlicher in Kapitel 3 beschrieben.

Organische Sedimentextrakte

Für die Zelllinientests wurden organische Extrakte benötigt. Aus 20g der zuvor gefriergetrockneten Sedimente wurden mittels Büchi Speed Extractor E-916 (Flawil, Schweiz) und einer 50/50 Mischung aus reinem n-Hexan und Aceton (Carl Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe) die Extrakte hergestellt. In einem 45-minütigen Prozess des Aufheizens und Druckaufbaus wurden dabei etwa 50ml der Lösungsmittel durch die Sedimente gepresst. Die gewonnene Lösung wurde anschließend mit aktiviertem Kupfer über Nacht entschwefelt, über Natriumsulfat (Na_2SO_4, granulär, gemuffelt) gefiltert (45µm), in 5ml Braunglas-Probegefäße überführt und eingeengt. Die so vorbereiteten Proben wurden anschließend mit 1 ml DMSO

(Dimethylsulfoxid - Carl Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe) versetzt und bei ca. 4°C bis zum Einsatz in den Zelltests gelagert. Um einen Referenzextrakt und eine Prozesskontrolle zu erhalten, wurde auch drei Mal reiner Sand extrahiert.

RTL-W1 Zelllinie

In Kooperation mit der RWTH Aachen wurden Tests mit der Zelllinie RTL-W1 durchgeführt. „RTL-W1“ steht für: Rainbow trout liver – Waterloo 1. Es sind Leberzellen der Regenbogenforelle und wurden in Waterloo, Canada, erstmals etabliert (Lee et al. 1993) und seitdem in zahlreichen Laboren weiter geführt. Die Leberzellen wachsen in Zellkulturflaschen in Leibovitz-Medium bei einer Umgebungstemperatur von 20 °C und verdoppeln ihre Zahl innerhalb einer Woche.

Für die Zellkultur wurden 75cm² Zellkulturflaschen verwendet (TPP Techno Plastic Products AG, Trasadingen, Schweiz). Die Zellen wurden jede Woche auf zwei neue Flaschen aufgeteilt (wenn nicht für Test verwendet). Hinzu kamen 10ml Leibovitz-Medium (Sigma-Aldrich, USA) mit 10 % fötalem Kälberserum (BIOWEST SAS, Frankreich) und Streptomycin und Penicillin (10000 E/ml, 10000 µg/ml in 0,9 % NaCl - Sigma-Aldrich, USA). Das Wachstum der Zellen und mögliche Kontaminationen wurden am Invers-Mikroskop untersucht. Die Arbeiten mit den Zellen fanden immer unter sterilen Bedingungen statt. Zu Ablösung der Zellen von den Flaschen wurde einfache Trypsinlösung benutzt (Sigma-Aldrich, USA).

Neutralrot-Rententionstest mit RTL-W1

Der Neutralrot-Test beruht auf der Aufnahme des wasserlöslichen, leicht basischen Farbstoffes Neutralrot in die Lysosomen intakter Zellen. Schädigungen der Zellmembran und der lysosomalen Membran resultieren in einer verringerten Farbstoffretention während eines Waschvorganges, die mittels einer photometrischen Messung bestimmt werden kann (Barile 1994).

Für den Test wurde eine 100fache Verdünnung des Sedimentextraktes benötigt. Sie wurde zunächst als 50fache Verdünnung mit Leibovitz-Medium hergestellt und später auf der Testplatte weiter verdünnt. Die Sedimentextrakte wurden auf der Platte sechsmal verdünnt. Als Positivkontrolle diente 3,5-Dichlorphenol (DCP- Sigma-Aldrich, USA). Nach der Belegung der Platten wurde die Zellsuspension (aus den Kulturflaschen) gleichmäßig in jedes Well verteilt. Die Platten wurden anschließend für 48 Stunden in Dunkelheit bei 20 °C inkubiert. Am selben Tag wurde die Neutralrot-Färbelösung aus einer Stammlösung (Neutralrot (Signa-Aldrich, USA) 0,4% in Leibovitz-Medium) und Leibovitz-Medium hergestellt und gefiltert. Anschließend wurde die Färbelösung ebenfalls inkubiert.

Nach Ablauf der Inkubationszeit wurden die Platten mit Schwung geleert, die Wells mit der Färbelösung befüllt und für weitere drei Stunden inkubiert. Anschließend wurde auch die Färbelösung entleert und die Zellen zweimal mit PBS (phosphate buffered saline - Phosphatpuffer - Sigma-Aldrich, USA) gespült. Dann musste der Farbstoff wieder aus den

Zellen extrahiert werden. Die dafür nötige Lösung wurde aus 10 ml Eisessig (Carl Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe), 500 ml Ethanol und 490 ml entmineralisiertem Wasser hergestellt. Die Lösung wurde in die Wells gefüllt und der Farbstoff aus den Zellen für 30 Minuten unter Schütteln zurückgewonnen.

Die photometrische Bestimmung der Absorption erfolgte mit dem Infinite Reader (Tecan Group Ltd., Männedorf, Schweiz) bei einer Wellenlänge von 540 und einer Referenz-Wellenlänge von 690. Die gemessenen Werte je Well wurden in Excel-Tabellen kopiert und darin weiterbearbeitet. Diese Daten wurden schließlich mit Hilfe des Programms PRISM 5 (GraphPad Software Inc., La Jolla, USA - Version 5.01) ausgewertet. Mittels sigmoidaler Dosis-Reaktions-Kurven wurden EC50-Werte und EC80-Werte (50% bzw. 80% effective concentration – Effektkonzentration) im Vergleich zur Negativkontrolle (100%) berechnet.

Ergebnisse

Daphnientest mit Porenwasser

Die Porenwässer zeigten in den meisten Fällen leidglich geringe akute Wirkungen auf die Daphnien (Tab. 4.1). Dabei waren die Wirkungen nach 24 Stunden wesentlich geringer als nach 48 Stunden. Die Stellen mit erhöhten Metallgehalten (Kapitel 3) zeigten keine oder nur geringe Effekte. Dagegen fielen die Stellen Boy_II und Dor_I und Del_II mit deutlicheren Effekten auf.

Tabelle 4.1: Ergebnisse des Daphnientests: Prozentualer Anteil geschädigter Individuen nach 24 und 48 Stunden je Probestelle.

Stelle	24h	48h
AEm IV	5	5
Boy 5	0	5
Boy II	30	50
Boy III	0	0
DEI 3	0	5
Dei II	0	0
Dei III	0	20
DEI Ong	0	0
Dei VIII	0	5
Del I	0	5
Del II	0	40
Dor 1	0	5
Dor I	100	100
EmO I	0	5
Gro I	0	5
Gro III	0	10
Har I	10	25
Her II	5	5
Her IV	0	10
Hex II	5	10
Kir I	0	0

Stelle	24h	48h
Laep I	0	20
Leap III	0	0
Piek I	0	25
Spe I	5	5

Neutralrot-Rententionstest

Abb. 4.1 zeigt den Unterschied zwischen gesunden und geschädigten Zellen, Abb. 4.2 eine typische Dosis-Wirkungs-Kurve aus dem Neutralrot-Rententionstest eines Sediment-Extraktes (drei Replikate) und Abb. 4.3 zum Vergleich diejenige von reinem Sand. Tab. 4.2 fasst die EC50 und EC80 Werte der Auswertungen aller Tests. Je geringer der Wert, desto schädigender der Extrakt.

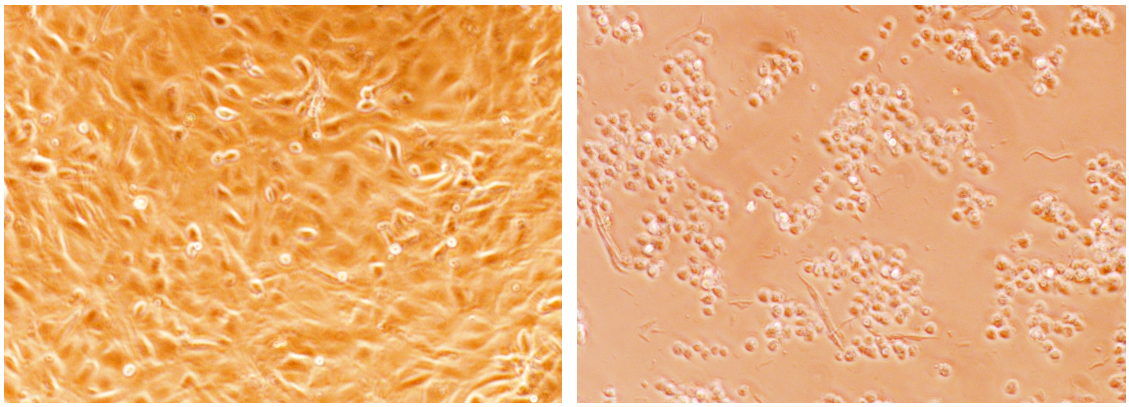


Abbildung 4.1: Gesunde RTL-W1 Zellen (links) und geschädigte Zellen der Positivkontrolle mit 3,5-DCP (rechts).

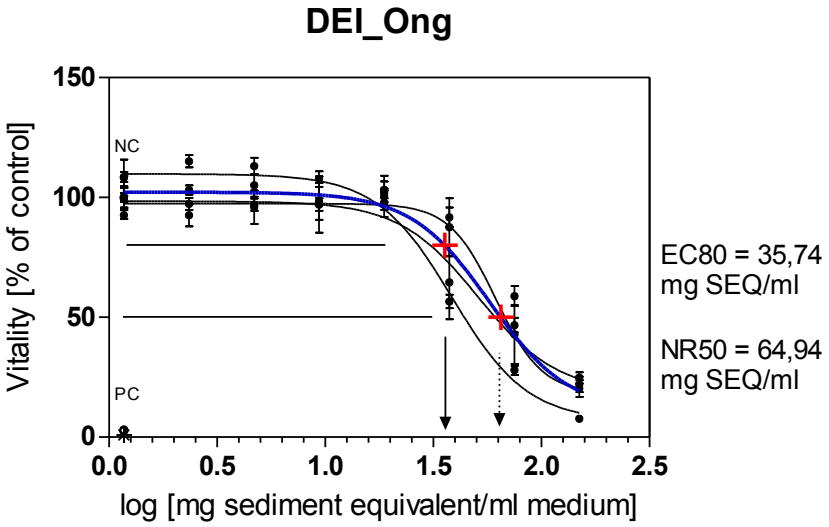


Abb. 4.2: Dosis-Wirkungs-Kurve des Extraktes von DEI_Ong. NC= Negativkontrolle, PC= Positivkontrolle, SEQ= Sedimentequivalent.

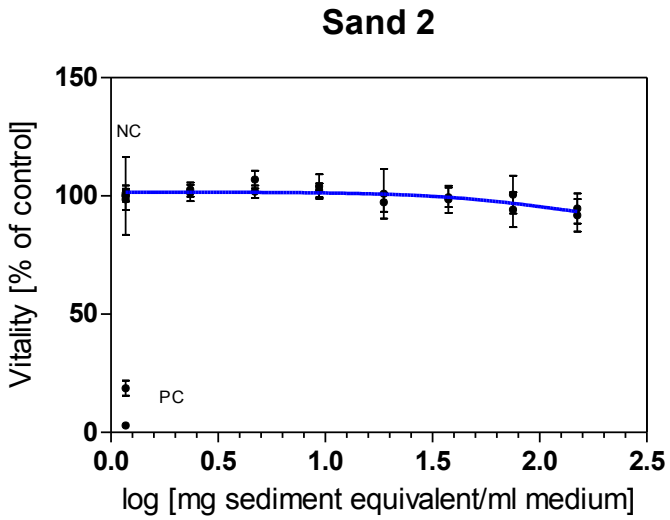


Abbildung 4.3: Dosis-Wirkungs-Kurve eines Sand-Extraktes. NC= Negativkontrolle, PC= Positivkontrolle.

Tabelle 4.2: Ergebnisse des Neutralrottests: EC50 und EC80 Werte kombinierter Ergebnisse je dreier Replikate pro Probestelle. n.b.= nicht bestimmbar, entspricht keiner Reaktion bei höchster Konzentration.

Stelle	EC50	EC80
AEm IV	n.b.	n.b.
Boy 5	n.b.	77,16
Boy II	38,08	16,64
Boy III	226,67	115,71
DEI 3	170,20	145,16
Dei II	n.b.	100,40
Dei III	102,89	65,20
DEI Ong	64,94	35,74
Dei VIII	165,94	153,38
Del I	115,18	71,90
Del II	93,78	56,16
Dor 1	51,05	25,70
Dor I	33,76	18,83
EmO I	n.b.	82,37
Gro I	168,42	151,05
Gro III	n.b.	91,42
Har I	n.b.	n.b.
Her II	60,68	32,97
Her IV	n.b.	107,79
Hex II	n.b.	n.b.
Kir I	n.b.	113,23
Laep I	167,66	152,41
Leap III	41,22	29,29
Piek I	n.b.	80,43
Spe I	65,98	33,51
Sand 1-3	n.b.	n.b.

Der Neutralrot-Rententionstest misst die akute Zelltoxizität. Einige Extrakte zeigten keinerlei Wirkung (AEm_IV, Har_I, Hex_II), viele weitere zeigten nur schwache Wirkung (Boy_III, DEI_3, Dei_VIII, Gro_I, Laep_I). Die stärksten Wirkungen zeigten die Stellen Dor_I, Laep_III, Boy_II, Dor_1, Spe_I, Her_II und DEI_Ong.

Diskussion

Die Ergebnisse des Daphnientests mit Porenwasser zeigten lediglich geringe Effekte mit Ausnahme der Probestelle Dor_I. Die Stellen mit etwas stärkeren Effekten sind nicht diejenigen, die in Kapitel 1 als stärker mit Metallen belasteten identifiziert wurden. Das indiziert, dass nicht die Metalle für die akuten Effekte verantwortlich sind, sondern weitere Substanzen wirksam werden. Da das Porenwasser in direktem Austausch mit dem Sediment steht, könnten Substanzen wirken, die darin akkumuliert vorliegen.

Beim Neutralrottest zeigt der organische Extrakt der Stelle Dor_I wie beim Daphnientests die stärkste Reaktion. Dor_I liegt an einem Regenrückhaltebecken. Offenbar werden vermehrt dort organische Substanzen eingetragen, die toxisch wirken können. Auch Boy_II liegt an der Einleitungsstelle eines Regenrückhaltebeckens und auch bei Dei_III laufen mehrere Einleitungen von Regenrückhalten zusammen.

Die Stellen DEI_Ong und Spe_I liegen beide im Einflussgebiet von Bergehalden. Sie zeigten bereits bei einigen Metalle erhöhte Werte. Offenbar wirken dort aber zusätzlich auch organische Schadstoffe, da auch der Neutralrottest Wirkungen zeigte. Beim Daphnientest dagegen zeigten diese Stellen keine starken Reaktionen. Für konkretere Aussagen wäre eine künftige chemische Charakterisierung der Extrakte notwendig.

Die Belastungssituation an den unterschiedlichen ökologisch umgestalteten Gewässern des Emschersystems ist sehr divers und neben verschiedenen Substanzen in den Sedimenten und Wässern, deren Effekte zum Teil deutlich sichtbar wurden, wirken zahlreiche weitere Faktoren auf die Entwicklung dieser neu entstandenen Ökosysteme. Generelle Aussagen und Handlungsempfehlungen lassen sich nur schwer treffen. Vielmehr wird empfohlen, jede Stelle einzeln, aber ganzheitlich zu betrachten und dabei auch mögliche Faktoren aus ökotoxikologischer Sicht auch zu beachten.

Kapitel 5: Ökotoxikologische Untersuchung aus Gebäudedämmung ausgewaschener Substanzen

Einleitung

Zahlreiche neuartige Materialien werden in der heutigen Zeit vermehrt für die Isolation und den Schutz von Gebäuden eingesetzt, ohne dass eine mögliche ökotoxikologische Bewertung stattgefunden hat. Zahlreiche Biozide zum Schutz vor Algenbewuchs der Fassade oder Flammschutzmittel werden in Isolationsmaterialien und Farben eingebracht. Bei Starkregen können diese aus den Materialien ausgewachsen und auch in Gewässer eingetragen werden. Solche Eintragswege sind für Biozide aus der Landwirtschaft bereits nachgewiesen (Carabias Martınez et al., 2000) und auch für atmosphärische Deposition gut dokumentiert (Chevreuil et al. 1996). Das TP 5.3 hat einige solcher neuartigen Materialien künstlich beregnet und die Laugungseffekte untersucht. In Kooperation mit TP 5 wurde in TP 7 das ökotoxikologische Potenzial von vier ausgesuchten Substanzen untersucht und bewertet.

Die untersuchten Substanzen waren 2-Methyl-4-isothiazolin-3-on (MIT), Octhylisothiazolinone (OIT), Terbutryn und Tris-2-Chloroisopropylphosphate (TCPP). MIT ist ein Breitband-Biozid, das auf den mikrobiellen Metabolismus wirkt. Es findet vielfach Anwendung in der Industrie und der Kosmetik-Branche. Es wird unter anderem bei Gebäudedämmung in Polymer-Schäumen eingesetzt. OIT ist ebenfalls ein Biozid, welches neben Bakterien auch auf Pilze wirkt. Es wird häufig in Kühlwasser-Anlagen und der Papier- und Holzindustrie eingesetzt und findet sich häufig auch in Fassadenfarben. Terbutryn ist ein Herbizid, welches in Farben angewendet wird um Algenbewuchs zu verhindern bzw. einzudämmen. Die gute Wasserlöslichkeit von Terbutryn kann zu Auswaschungen führen, die Grund- und Oberflächenwasser sowie marine Ökosysteme beeinträchtigen können (Davies et al., 1994; Guilliom et al., 1999). TCPP gehört zur Gruppe der Organophosphor-Flammschutzmittel und wird hauptsächlich in Polyurethan-Schäumen eingesetzt.

Zu den meisten dieser Substanzen sind kaum ökotoxikologische Daten vorhanden. Daher wurde die ökotoxikologische Relevanz der vier Substanzen mit dem standardisierten Daphnientest untersucht (OECD, 2004). Dieser eignet sich sehr gut um die akute Wirkung von Substanzen in wässrigen Medien zu untersuchen.

Methoden

Verdünnung der Testsubstanzen

Die Standards der vier Substanzen wurden vom Labor Dr. Ehrenstorfer GmbH (Augsburg) angeschafft:

1. 2-Methyl-4-isothiazolin-3-on (CAS: 2682-20-4)

98.2 % Reinheit b. Artikelnummer: 15089000 c. Charge: 21025

2. Octhylisothiazolinone (CAS: 26530-20-1)

   99.5 % Reinheit b. Artikelnummer: 15711500 c. Charge: 20410

3. Terbutryn (CAS: 886-50-0)

   99 % Reinheit b. Artikelnummer: 17320000 c. Charge: 90528

4. Tris-2-Chloroisopropylphosphate (CAS: 13674-84-5)

   95.5 % Reinheit b. Arttikelnummer: 17894330 c. Charge: 10616

Die Verdünnungen der Testsubstanzen wurden mit Standard Frischwasser. Dieses wird für die Daphnien benötigt (nach OECD 202). Dafür wurde MilliPore Wasser (Merck-Millipore, Darmstadt) mit konzentrierten Salzlösungen versetzt. Die Konzentration der Salze war letztlich:

NaHCO3: 67.75 mg/L CaCl22H2O: 294 mg/L

MgSO47H2O: 123.25 mg/L KCl: 5.75 mg/L

Mit dem Standard Frischwasser wurden Stammverdünnungen angesetzt, die sich aus Vortests ergeben haben:

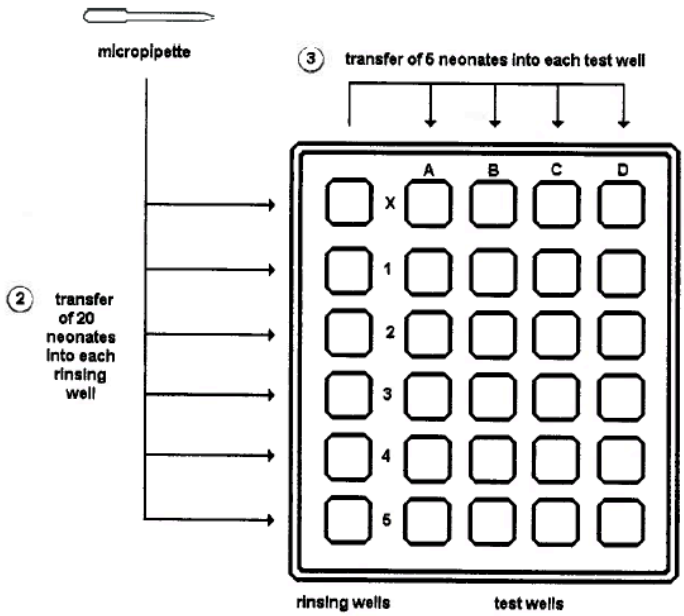
MIT: 10 mg/L OIT: 400 mg/L Terbutryn: 20 mg/L TCPP: 2000 mg/L

In jedem Testdurchgang wurden fünf Konzentrationen jeder Substanz getestet, die aus den Stammverdünnungen angesetzt wurden.

Testdurchführung

Die Tests wurden mit den “Daphtoxkit F magna” der Firma MicroBioTests Inc. (Belgien) durchgeführt. Es beinhaltet neben den Eiern der Daphnien, die Salzkonzentrate und die inerten Testplatten. In den Testplatten werden die unterschiedlichen Konzentrationen der Testsubstanzen gefüllt und anschließend die Daphnien in diese übertragen. Nach 24 Stunden und nochmals nach 48 Stunden wird die Mobilität der Daphnien überprüft. Die Ergebnisse werden für die Ermittlung der 50% Effekt-Konzentration (EC50) genutzt.

Vor Testbeginn werden die Eier (Ephippia) von *Daphnia magna* (Batch DM200314) gespült und für 72 Stunden unter kontinuierlicher Beleuchtung bei 20°C in 50 ml belüftetem Standard Frischwasser belassen. Dadurch schlüpfen die Daphnien und können für den Test genutzt werden. Die Testplatten bestehen aus sechs Reihen mit je fünf Öffnungen zur Testdurchführung. Je Reihe wird eine Konzentration getestet. In die erste Reihe wird nur das Standard Frischwasser gefüllt, sie dient als Negativkontrolle. Die fünf Öffnungen der nachfolgenden Reihen werden mit je 10 ml der Testlösung befüllt bzw. die Verdünnung direkt in der Platte eingestellt. Im Anschluss erfolgt der Transfer der Daphnien mit einer Mikropipette. Zunächst werden je Reihe 20 Stück in die Spülöffnung übertragen und von dort je fünf in jede der vier Testöffnungen (siehe Abb. 5.1). Nach der Belegung der Testplatten werden diese verschlossen und in



Dunkelheit und bei 20°C aufbewahrt.

Abbildung 5.1: Transfer von Daphnien auf der Testplatte (DAPHTOXKIT F MAGNA – Standard Operational Procedure, MicroBioTests Inc., Belgien)

Testauswertung

Nach 24 Stunden und nach 48 Stunden wurden die Daphnien in den Testöffnungen auf einem Lichttisch und unter dem Binokular SZX-9 (Olympus Corporation, Japan) betrachtet und auf Mobilität untersucht. Jedes Individuum wird betrachtet und immobile je Konzentration gezählt. Wenn nach Rütteln an der Platte auch nach 15 Sekunden keine Bewegung zu vernehmen ist, wird das Individuum als immobil gewertet. Zudem wird der pH-Wert ermittelt, um die Validität des Tests zu gewährleisten.

Die Ergebnisse wurden mit Hilfe des Programms PRISM 5 (GraphPad Software Inc., La Jolla, USA - Version 5.01) und einer Nicht-Linearen Regressionsanalyse ausgewertet. Dabei wird der

prozentuale Anteil immobiler Daphnien gegen die Konzentration aufgetragen und als sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve dargestellt.

Ergebnisse

Die nachfolgenden Graphen zeigen die Ergebnisse je Testsubstanz für 24 und 48 Stunden Testdauer sowie einen Mittelwert-Graphen für beide Zeiträume. Die pH-Werte lagen alle zwischen 7,6 und 8,0 und damit im vorgesehenen Rahmen.

MIT

Nach 24 Stunden war lediglich ein leichter Effekt ersichtlich. Eine Berechnung des EC50 Wertes war daher nicht möglich. Nach 48 Stunden dagegen gab es einen klaren Effekt. Der EC50 Wert lag bei 0,47 mg/L.

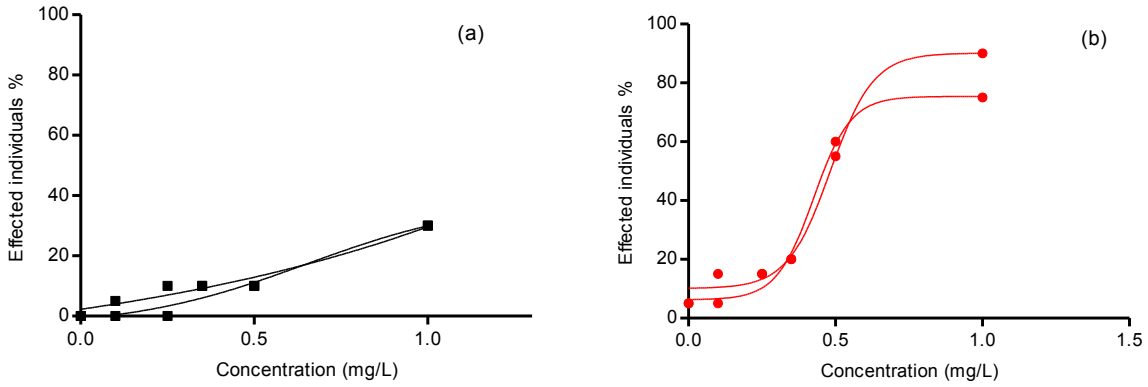


Abbildung 5.2: Sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve für Daphnia magna bei unterschiedlichen Konzentrationen von 2-Methyl-4-isothiazolin-3-one (mg/L) nach 24h (a) und 48h (b)

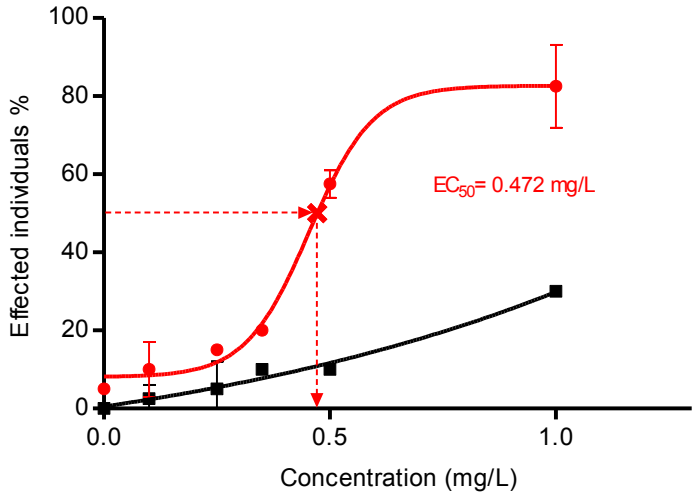


Abbildung 5.3: Sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve für Daphnia magna bei unterschiedlichen Konzentrationen von 2-Methyl-4-isothiazolin-3-one (mg/L) als Mittelwert für zwei Replikate nach 24h (schwarz) und 48h (rot). Kreuz symbolisiert den EC50 Wert.

OIT

Die Ergebnisse für 24 und 48 Stunden liegen nahe beieinander. Die EC50 Werte liegen entsprechend ebenfalls nahe beieinander. Der Ec50 Wert lag bei 0,14 mg/l nach 24 Stunden und 0,12 mg/L nach 48 Stunden.

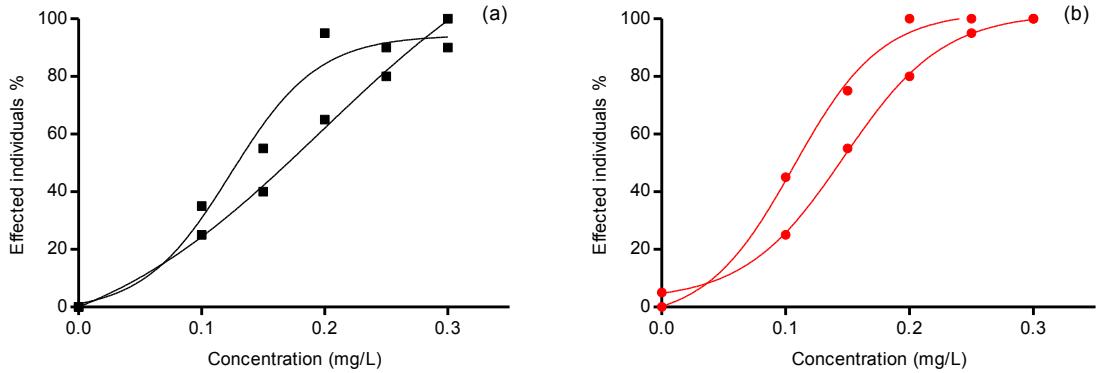


Abbildung 5.4: Sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve für Daphnia magna bei unterschiedlichen Konzentrationen von Octhylisothiazolinone (mg/L) nach 24h (a) und 48h (b)

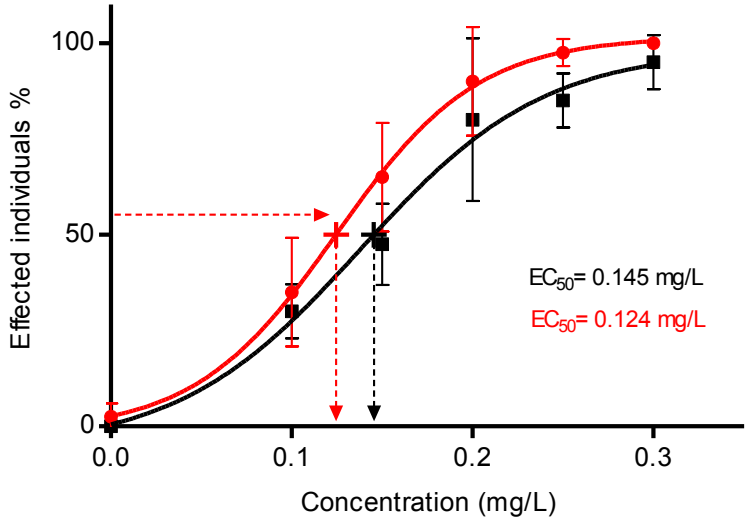


Abbildung 5.5: Sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve für Daphnia magna bei unterschiedlichen Konzentrationen von Octhylisothiazolinone (mg/L) als Mittelwert für zwei Replikate nach 24h (schwarz) und 48h (rot). Kreuz symbolisiert den EC50 Wert.

Terbutryn

Die Ergebnisse für Terbutryn sind in den Abb. 5.6 bis 5.7 dargestellt. Der EC50 Wert lag bei 17,43 mg/L nach 24 Stunden und bei 11,23 mg/L nach 48 Stunden.

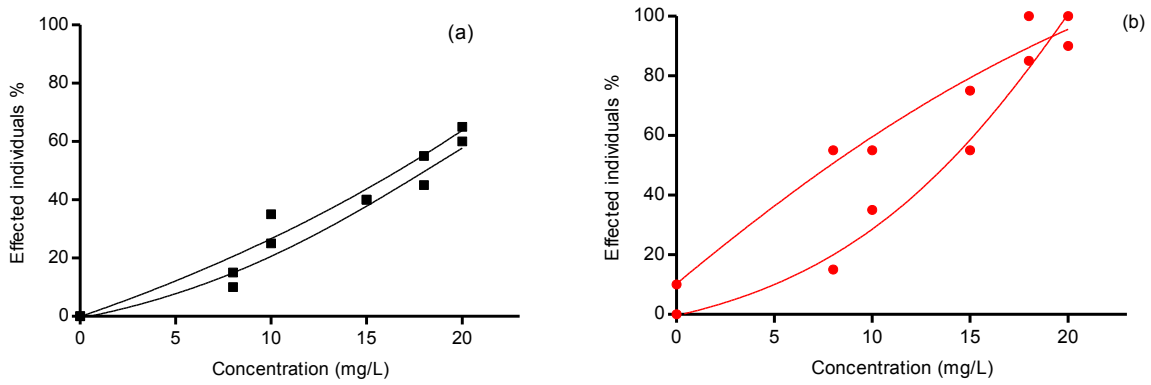


Abbildung 5.6: Sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve für Daphnia magna bei unterschiedlichen Konzentrationen von Terbutryn (mg/L) nach 24h (a) und 48h (b)

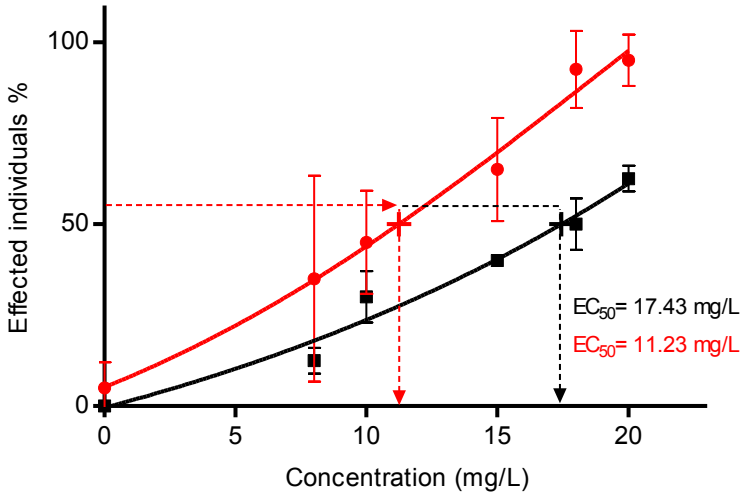


Abbildung 5.7: Sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve für Daphnia magna bei unterschiedlichen Konzentrationen von Terbutryn (mg/L) als Mittelwert für zwei Replikate nach 24h (schwarz) und 48h (rot). Kreuz symbolisiert den EC50 Wert.

TCPP

Die Ergebnisse für TCPP finden sich in den Abbildungen 5.8 bis 5.9. Nach 24 Stunden ist lediglich einb leichter Effekt erkennbar, nach 48 Stunden ist der Effekt deutlicher. Der EC50 Wert lag bei 0,15 g/L.

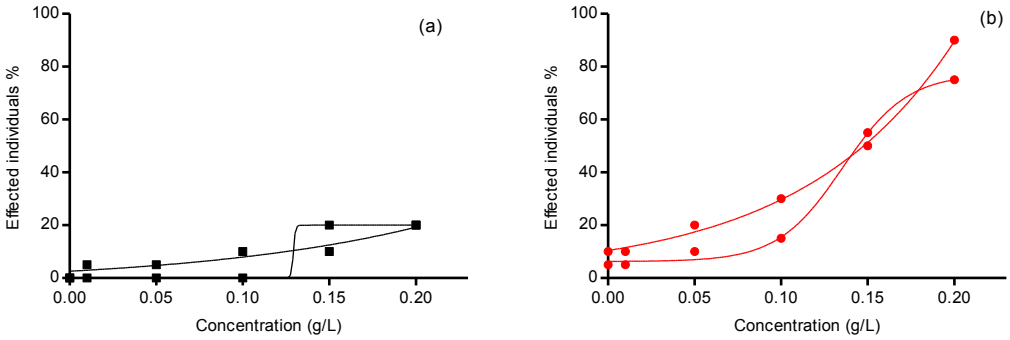


Abbildung 5.8: Sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve für Daphnia magna bei unterschiedlichen Konzentrationen von Tris-2-Chloroisopropylphosphate (mg/L) nach 24h (a) und 48h (b)

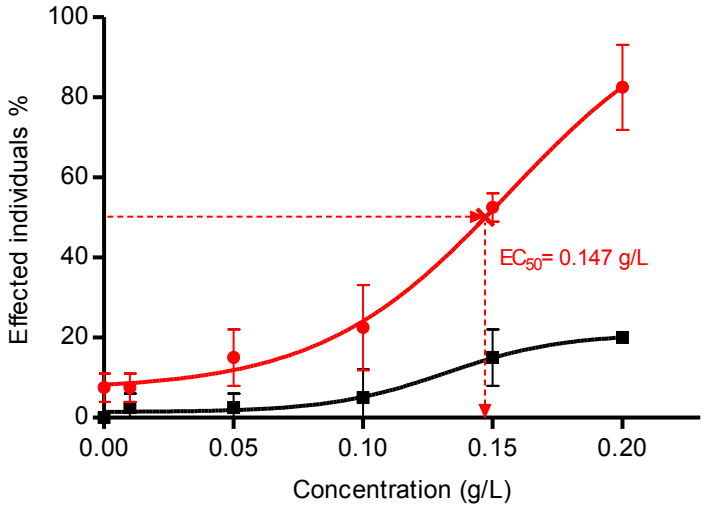


Abbildung 5.9: Sigmoidale Dosis-Reaktions-Kurve für Daphnia magna bei unterschiedlichen Konzentrationen von Tris-2-Chloroisopropylphosphate (g/L) als Mittelwert für zwei Replikate nach 24h (schwarz) und 48h (rot). Kreuz symbolisiert den EC50 Wert.

Diskussion

Bei allen vier getesteten Substanzen konnten spätestens nach 48 Stunden deutliche Effekte festgestellt werden. Die benötigten Konzentrationen um einen 50% Effekt zu erzielen, waren dabei aber sehr unterschiedlich. Für MIT (mit CMI gemischt) beschreiben Madsen et al (2007) einen EC50 Wert für *Daphnia magna* von 0,16 mg/L. In unseren Tests lag der Wert bei 0,45 mg/L. Der Unterschied ist nicht groß und mag an dem unterschiedlichen Testverfahren liegen. MIT muss in jedem Fall als potenzielle Gefahr für die Umwelt angesehen werden (Rafoth et al., 2007). Ein Eintragsweg für MIT in Gewässer kann die unvollständige Klärung in Kläranlagen oder auch der Eintrag durch Nutzung von Belebtschlamm als Düngemittel sein. Bei entsprechender Laugung aus Gebäudedämmung können auch diese Eintragswege aus ökologischer Sicht relevant sein.

OIT zeigte bereits nach 24 Stunden und relativ geringen Konzentrationen starke Effekte. Die ökotoxikologische Relevanz, insbesondere für Gewässer ist sehr hoch. Die Substanz wird aber relativ schnell biodegradiert und konnte in deutschen Flüssen bisher nicht nachgewiesen werden (Rafoth et al., 2007). Eine kurzzeitige akute Wirkung ist aber dennoch nicht auszuschließen, insbesondere bei Auswaschungen aus Gebäudefassaden. Der Laugungseffekt konnte im Beregnungsexperiment des TP 5 nachgewiesen werden. Die Konzentrationen im Testwasser lagen dabei deutlich über den EC50 Werten unserer Tests.

Terbutryn ist in der EU als Pflanzenschutzmittel verboten. Für andere Anwendungen wie den Einsatz in Farben und Dämmmaterial gilt das Verbot aber nicht (Kahle und Nöh, 2009). Trotz des Verbots hat die Konzentration an Terbutryn in deutschen Flüssen nicht abgenommen und erreicht hohe Konzentrationen von bis zu 5,6 µg/L (Quednow, Püttmann, 2007). Der EC50 Wert für Daphnien liegt bei 11,23 mg/L. Terbutryn ist damit für Invertebraten kaum ein Risiko. Für Pflanzen dagegen kann dieses Herbizid gefährlich werden und hat daher durchaus ökotoxikologische Relevanz. Auch Terbutryn ist in beträchtlichen Konzentrationen aus den Dämmmaterialien ausgewaschen worden.

TCPP macht etwa 80% der genutzten chlorierten Phosphor-Flammschutzmittel in Europa aus (Leisewitz et al. 2000) und findet vor allem Anwendung in Bauschäumen. Es hat einen geringen Bioakkumulationsfaktor, wird aber als carcinogen eingestuft (Ni et al., 2007). In natürlichen Gewässern vorkommende Konzentrationen liegen bei 20-200 ng/L. In den Tests lag der EC50 Wert dagegen bei rund 11 mg/L und damit deutlich höher. Eine akute Wirkung von Auswaschungen in diesen Konzentrationen ist sehr unwahrscheinlich, entsprechend gering die ökotoxikologische Relevanz dieser Substanz.

Maßnahme 3

Kapitel 6: Integrierte ökologische Bewertung alternativer Flächennutzungen

Die Auswahl der für die Metropolregion Ruhr relevanten Biotoptypen zur Bewertung alternativer Nutzungsszenarien für die Welheimer Mark basiert auf Beratungen mit Institutionen in der Region, die für Regionalentwicklung, Landschaftsplanung und das Monitoring der biologischen Vielfalt verantwortlich sind, namentlich die Ämter für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, die Biologischen Stationen sowie der Regionalverband Ruhr als Zusammenschluss von 11 Kommunen und vier Landkreisen in der Region. Als Ergebnis der Diskussionen wurden neun Biotoptypen ausgewählt, die (i) repräsentativ für die Region sind, (ii) zur Erhaltung landwirtschaftliche Nutzung oder Landschaftspflege benötigen und (iii) wichtig für den Erhalt der regionalen Biodiversität sind. Einen Überblick über die ausgewählten Biotoptypen gibt **Tab. 6.1**. Ein zusätzlicher Biotoptyp – Kalkmagerrasen in aufgegebenen Steinbrüchen im Südosten der Metropolregion Ruhr – wurde als außerhalb der urban-industriellen Untersuchungsgebiete gelegene Referenz für die Biodiversität innerhalb der Metropolregion Ruhr ergänzt.

Tabelle 6.1: Auswahl repräsentativer Biotoptypen für die Metropolregion Ruhr.

Biotop-typ	Mais-äcker (MA)	Straßen ränder (S)	Naturschutz-Referenz-flächen (NR)	Industrie-brachen jung (IJ)	Industrie-brachen alt (IA)	Wasser-beein-flusste Wälder (WW)	Wasser-beein-flusstes Grasland (WG)	Parke (P)	Kalk-Mager-rasen (K)
Anzahl Tran-sekte	7	7	7	8	8	8	8	8	6

In jedem der Biotoptypen wurden Transekte von 200 m Länge eingerichtet (75 Transekte insgesamt). Entlang dieser Transekte wurde die höheren Pflanzen, Vögel und Tagfalter zwischen Juni und Oktober 2011 und 2013 erfasst. Jedes Transekt wurde ein bis zweimal für ein bis drei Stunden begangen. Entlang jedes Tansektes wurde die Häufigkeit der Pflanzenarten und die Anzahl von Pflanzenarten der Roten Liste NRW in einem 10 Meter breiten Korridor (5 m links und rechts des Transektes) geschätzt, indem einzelne Individuen bzw. Bestände der jeweiligen Art gezählt wurden, die mindestens 5 m voneinander entfernt waren. Bei zusammenhängenden Beständen einer Art wurde ca. alle 10 Meter eine neuer Bestand gezählt. (vgl. Brunzel et al. 2009).

Der planerischen Bewertung der unterschiedlichen Szenarien mittels Biotopwertbilanzierung wurden nun Bewertungsansätze aus ökologischer Perspektive gegenübergestellt. Hierzu wurde aus naturschutzfachlicher Sicht das Kriterium „Anzahl Rote Liste-Arten“ herangezogen. Da die unterschiedlichen Planungsszenarien flächenbezogen sind, musste die für jeden Biotoptyp festgestellte mittlere Anzahl von Rote Liste-Arten in der Metropolregion Ruhr mit den Flächengrößen des jeweiligen Biotoptyps in den jeweiligen Planungsszenarien verrechnet werden. Hierzu wurden die Flächengrößen derjenigen Biotoptypen, in denen Rote Liste-Arten festgestellt wurden (Industriebrache alt, Industriebrache jung, Wasserbeeinflusstes Grünland, Wasserbeeinflusster Wald, Parks) mit ihrer mittleren Zahl von Rote Liste-Arten gewichtet, d. h. multipliziert. Die daraus resultierenden Werte wurden dann für jedes Szenario aufsummiert. In einem zweiten Schritt wurde dann ein im engeren Sinne biodiversitärer, quantitativer Bewertungsansatz gewählt. Hierzu wurden zukünftige Gesamtartenzahlen für die jeweiligen Planungsszenarien modelliert. Die Schwierigkeit bestand darin, die mittleren, festgestellten Artenzahlen der Biotoptypen in der Metropolregion Ruhr mit den Flächengrößen der jeweiligen Biotoptypen in den einzelnen Nutzungsszenarien in Zusammenhang zu bringen, um dann die zukünftige Gesamtartenzahl der jeweiligen Nutzungsszenarien berechnen zu können. Um diesen Flächenbezug herzustellen, musste zunächst eine Pflanzenartenzahl-Flächengrößen-Beziehung nach MacArthur u. Wilson (1967) für die MRR entwickelt werden. Hierzu wurden i) die Artenzahlen für Messtischblatt-Viertel-Quadranten aus dem Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in NRW (Haeupler at al. 2003), ii) die von den Biologischen Stationen ermittelten Artenzahlen von ausgewählten Naturschutz-Referenzflächen, iii) die im Rahmen der Transekt-Erfassungen des KulaRuhr-Projektes festgestellten mittleren Artenzahlen der Biotoptypen sowie iiii) die Artenzahlen von zwei exemplarischen 25 m² großen Flächen des Biotoptyps „Industriebrache alt“ und „Maisacker“ gegen ihre jeweiligen Flächengrößen aufgetragen. In der Regressionsgeraden des Modells der so entwickelten Arten-Areal-Beziehung für die Metropolregion Ruhr kann nun für die Variable „x“ die aufsummierte Flächengröße der Biotoptypen (abzüglich von Biotoptypen ohne jede Vegetation) der jeweiligen Nutzungsszenarien eingesetzt werden, die Variable „y“ ist dann die Gesamtartenzahl des jeweiligen Szenarios (Abb. 6.1). Da nicht für jeden Biotoptyp eine eigene Arten-Areal-Beziehung erstellt werden konnte, bildet die entwickelte Beziehung gewissermaßen das Mittel über alle Biotoptypen. Das bedeutet aber, dass die Flächengröße eines artenarmen Maisackers und einer artenreichen Industriebrache mit dem gleichen Gewicht in die Formel der Regressionsgeraden eingehen. Um dies zu vermeiden, werden die Flächengrößen der einzelnen Biotoptypen der unterschiedlichen Planungsszenarien zusätzlich mit ihrem spezifischen „Artenzahlindex“ gewichtet, bevor sie zur Gesamtflächengröße des jeweiligen Nutzungsszenarios aufsummiert werden. Der Artenzahlindex jedes Biotoptyps errechnet sich hierbei dann aus der mittleren Artenzahl des jeweiligen Biotoptyps geteilt durch die mittlere Artenzahl aller Biotoptypen der Metropolregion Ruhr. Die daraus resultierende „Gewichtete Gesamtartenzahl“ errechnet sich mittels der Formel der Regressionsgeraden aus Abb. 6.1 wie folgt:

y = 49.053 Ln [Σ (Flächengröße eines Biotoptyps x (mittlere Artenzahl dieses Typs / mittlere Artenzahl aller Typen))] + 198.98

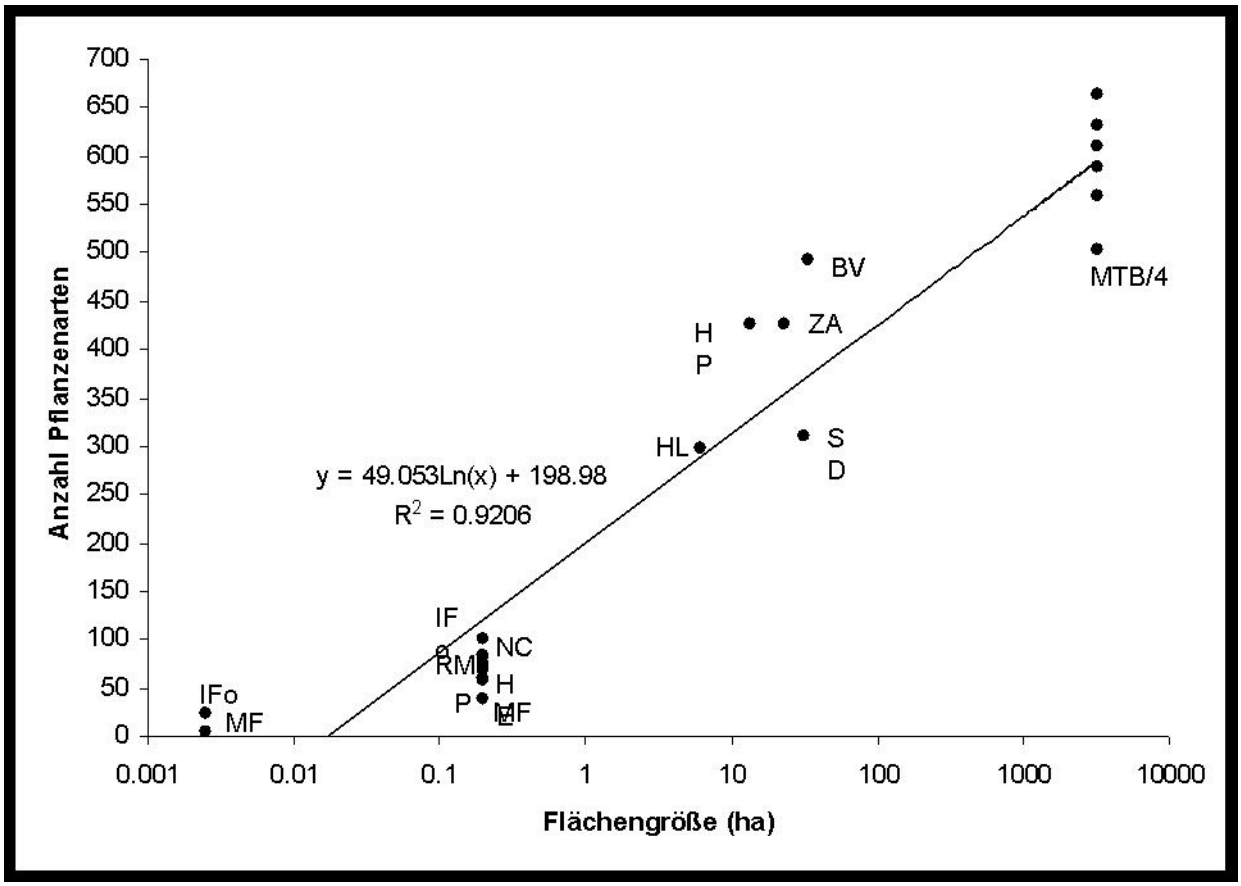


Abbildung 6.1: Arten-Areal-Beziehung für die Metropolregion Ruhr. Die Anzahl der Pflanzenarten wurde auf Transekten (0,2 ha) und zwei Beispielflächen von 25 m² Größe aufgenommen, IA = Industriebrache alt, MA = Maisacker (weitere Abkürzungen s. unten). MTB/4 = Anzahl Pflanzenarten in Quadranten (32,6 km²) der MTB 1:25.000 Kartenblätter der entsprechenden Regionen Essen-Bottrop und Castrop-Rauxel-Dortmund (Quelle: Verbreitungsatlas Pflanzenarten NRW). Artenzahlen und Flächengrößen der Naturschutzreferenzflächen, Quelle: Biologische Station Westliches Ruhgebiet e.V., HL = Halde Lothringen, HP = Halde Pluto, ZA = Zeche Alma, SD = Sinteranlage Duisburg, BV = Brache Vondern).

Ökonomische Bewertung

Die Untersuchung der planerischen Szenarien in der Welheimer Mark aus ökonomischer Perspektive wurde von TP 10 durchgeführt. Da es bei der Bewertung alternativer Planungsszenarien um einen interdisziplinären Bewertungsansatz geht, werden hierfür relevante Teile der Methoden und Ergebnisse aus TP 10 auch an dieser Stelle kurz dargestellt.

Eine Investition kann nur dann als ökonomisch sinnvoll bezeichnet werden, wenn der gesamte Nutzen, der aus ihr folgt, mindestens die Kosten deckt, die sie verursacht. Im betriebswirtschaftlichen Sinne müsste hier zumeist eher von „Auszahlungen“ als von „Kosten“ gesprochen werden. Da es hier jedoch vor allem um eine gesamtwirtschaftliche Betrachtung

geht, wird sich hier mehr an der volkswirtschaftlichen Literatur orientiert und im Folgenden immer dann von „Kosten“ gesprochen, wenn es um monetär bewertete Entscheidungsfolgen geht, die für den/die Betroffenen eine negative Bedeutung haben. (Kellermann 2012). Wichtig ist dabei, dass – wenn die Entscheidung auch als gesamtwirtschaftlich lohnenswert bezeichnet werden soll – alle durch die Entscheidung ausgelösten Kosten- und Nutzengrößen berücksichtigt werden, damit nicht einzelne betroffene Individuen oder Gruppen von Individuen benachteiligt werden. Gerade für Projekte im öffentlichen Raum (z. B. Aufwertung, Pflege und Instandhaltung von Flächen) ist der Einbezug der Stakeholder und ihrer jeweiligen Interessen (Stakes) auch aus Legitimitätsgründen von zentraler Bedeutung.

Liegt einem Unternehmen oder einem Projekt ein eindimensionales (i. d. R. an monetären Größen orientiertes) Zielsystem zugrunde, ist die Ermittlung des Unternehmens-, Projekt- oder auch Entscheidungswertes relativ unproblematisch. Prognostizierte zukünftige, auf das Betrachtungsobjekt bezogene Ein- und Auszahlungen werden mithilfe eines Kalkulationszinses (vgl. Umweltbundesamt 2012) auf den Entscheidungszeitpunkt bezogen. Dies kann im Sinne einer Kapital- oder Barwertberechnung erfolgen oder – bei Aktiengesellschaften üblich – im Sinne der Shareholder-Value (SHV)-Berechnung (vgl. u.a. Wall u. Schröder 2009). Allein die Wahl eines Kalkulationszinses kann das Ergebnis erheblich beeinflussen. Im Rahmen nachhaltigkeitsorientierter Entscheidungen sollte also auch dieser wohlüberlegt ausgewählt werden (Kellermann 2012).

Insbesondere große öffentliche Investitionsentscheidungen gehen häufig mit vielen Eingriffen in die Umwelt und dadurch bedingt, positiven und negativen Wirkungen für andere Individuen – d. h. also externen Effekten einher. Sie sind also per se nicht eindimensional sondern ihnen liegt in aller Regel ein multikriterielles Zielsystem zugrunde, wobei vielfach komplexe Zielbeziehungen ausgemacht werden können. Das bedeutet, dass es nicht einen Zielwert – wie etwa den monetären Gewinn – zu optimieren gilt, sondern eine Reihe von monetären und nicht-monetären Zielen zu berücksichtigen sind, die sich komplementär, neutral oder konfliktär zueinander verhalten können. Die Schwierigkeiten liegen dabei sowohl in der Prognose der Effekte (Unsicherheit) als auch in der Bewertung und Aggregation (Methodeninhärent und Methodenübergreifend) (Kellermann et al. 2012).

Für das Fallbeispiel Welheimer Mark wurden vereinfachend zunächst die eindimensionalen, an einem monetären Zielsystem orientierten Kapitalwerte der Szenarien aus Sicht der Kommune berechnet und miteinander verglichen. Die darüber hinaus bewerteten Stakes können neben den Ergebnissen aus ökologischer und planerischer Sicht als Argumentationsgrundlage für die Auslegung der Entscheidungsempfehlung herangezogen werden. **Tab. 2** zeigt die Zeitwerte sowie die abgezinsten (auf den Entscheidungszeitpunkt bezogenen) angenommenen Ein- und Auszahlungen die durch die jeweilige Investitionsentscheidung der Kommune ausgelöst werden wieder. Neben einer Berechnung mit einem einheitlichen Zins von 2 % p. a., der sich im Rahmen der Empfehlungen für umweltrelevante Entscheidungen befindet (Umweltbundesamt

2012) wurde für das Szenario Gewerbegebiet ein Vergleichswert mit einem um einen Risikozuschlag erhöhten Kapitalwert berechnet (vgl. Tab. 2).

Tabelle 6.2: Berechnung der Kapitalwerte (€) der Nutzungsszenarien aus Sicht von Kommunen. (t = Periode/Jahr, At = Auszahlungen in Periode t, Et = Einzahlungen in Periode t, At(0) / Et(0): Ein- und Auszahlungen der Perioden auf den Entscheidungszeitpunkt (t = 0) abgezinst. K0 = Kapitalwert: die Summe der auf den Entscheidungszeitpunkt abgezinsten Ein- und Auszahlungen der Perioden. Die Gewerbeparkvariante A und B wurden nicht unterschieden.

Szenario	**Status quo**		**Gewerbegebiet (i=2%)**		**Gewerbegebiet (inklusive Risikozuschlag i=3,24 %)**	**Gewerbepark a und b (i=2%)**		**Industriell geprägte Kulturlandschaft und Agroforst**	
Periode / Jahr	**At/Et**	**At(0)/ Et(0)**	**At/Et**	**At(0)/Et(0)**	**At(0)/Et(0)**	**At/Et**	**At(0)/Et(0)**	**At/Et**	**At(0)/Et(0)**
0,0	0,00	0,00	-1.221.480,3	“ “	-1.221.480,3	-1.507.031,5	“ “	-122.440,0	-122.440,0
0,5	0,00	0,00	-457.560,00	-453.051,9	-450.322,92	0,00	0,00	0,00	0,00
1,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-372.110,00	-364.813,7	449.760,0	440.941,2
1,5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	986.442,72	957.572,39	0,00	0,00
2,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	986.442,72	948.137,95	0,00	0,00
2,5	0,00	0,00	825.184,20	785.326,90	761.957,79	986.442,72	938.796,46	0,00	0,00
3,0	0,00	0,00	825.184,20	777.589,50	749.906,15	986.442,72	929.547,01	0,00	0,00
3,5	0,00	0,00	825.184,20	769.928,33	738.045,13	651.162,72	607.559,66	0,00	0,00
4,0	0,00	0,00	825.184,20	762.342,65	726.371,71	768.619,44	710.085,55	0,00	0,00
4,5	0,00	0,00	825.184,20	754.831,70	714.882,92	768.619,44	703.089,47	0,00	0,00
5,0	0,00	0,00	825.184,20	747.394,75	703.575,85	768.619,44	696.162,31	0,00	0,00
5,5	0,00	0,00	825.184,20	740.031,08	692.447,62	768.619,44	689.303,40	0,00	0,00
6,0	0,00	0,00	825.184,20	732.739,95	681.495,40	587.009,44	521.247,58	0,00	0,00
6,5	0,00	0,00	825.184,20	725.520,67	670.716,41	352.188,12	309.651,78	0,00	0,00
7,0	0,00	0,00	825.184,20	718.372,50	660.107,90	352.188,12	306.600,95	0,00	0,00

Sze-nario	Status quo		Gewerbegebiet (i=2%)		Gewerbe-gebiet (inklusive Risiko-zuschlag i=3,24 %)	Gewerbepark a und b (i=2%)		Industriell geprägte Kulturlandschaft und Agroforst	
Peri-ode / Jahr	At/Et	At(0)/ Et(0)	At/Et	At(0)/Et(0)	At(0)/Et(0)	At/Et	At(0)/Et(0)	At/Et	At(0)/Et(0)
7,5	0,00	0,00	825.184,20	711.294,77	649.667,19	352.188,12	303.580,18	0,00	0,00
8,0	0,00	0,00	825.184,20	704.286,77	639.391,62	352.188,12	300.589,17	0,00	0,00
8,5	0,00	0,00	825.184,20	697.347,81	629.278,57	352.188,12	297.627,63	0,00	0,00
K_0	0,0		7.952.475,2		7.346.041,1	7.347.706,3		318.501,2	

Ergebnisse

Die faunistische Bestandaufnahmen zeigten unterschiedliche Tendenzen in der mittleren Artenzahl und Diversität innerhalb der untersuchten Habitate. So wiesen die wasserbeeinflussten Wälder (WW) und Grasland (WG) sowie die jungen Industriebrache die höchste Anzahl der Vogelarten auf. Die niedrigsten Werte wurden hingegen für die Maisäcker und Kalkmagerrasen nachgewiesen. Die Werte des Simpson's Index spiegelten den Artenreichtum wider und deren Tendenz folgte zum größten Teil den Mustern der Artenzahl. Der berechnete Shannon-Wiener-Index zeigte keine große Variabilität in der Diversität der Gemeinschaften und die Werte schwanken im Bereich zwischen 2,37-2,99 (Tab. 6.3B, Abb. 6.4A). Die höchste Anzahl der Tagfalterarten wurde auf den Kalkmagerrasentransekten nachgewiesen, gefolgt von wasserbeeinflusstem Grasland, Naturreferenz-Transekten, alten und jungen Industriebrachen. Die Maisäcker-, Straßenbegleitgrün- und Wohngebiettransekte erwiesen sich als die artenärmsten Habitate und dementsprechend wurden für diese auch die niedrigsten Diversitätswerte berechnet (Tab. 6.3 C, Abb. 6.4B). Die Vergleiche zwischen den einzelnen Habitattypen ergaben eine deutliche Abgrenzung in der Artenzusammensetzung zwischen den Kalkmagerrasen-Transekten und anderen untersuchten Flächen. Hinweis dafür waren die allgemein niedrigeren Werte des Bray-Curtis Index (Tab. 6.4B). Höhe faunistische Ähnlichkeit konnte dagegen beispielweise für die WW, WG, IA und NR Flächen untereinander nachgewissen werden.

Tabelle 6.3. Diversitätsparameter der untersuchten Pflanzen- und Tiergemeinschaften in den ausgewählten Habitaten. A. Höhere Pflanzen; B. Vögel; C. Tagfalter

A.

	IJ	IA	MA	P	NR	S	W	WG	WW	KM
Tansektenanzahl	8	8	7	8	7	7	8	8	8	6
Artenanzahl	199	213	79	140	199	166	134	153	172	179
Shannon-Wiener Index (H_S)	4,64	4,81	3,81	3,82	4,57	4,37	3,91	4,33	4,50	4,62
Shannon-Wiener Evenness (E)	0,88	0,90	0,87	0,77	0,86	0,85	0,80	0,86	0,87	0,89
Simpson's Index (D)	69,85	85,40	30,71	26,66	60,31	48,31	28,22	50,05	53,04	74,88
Berger-Parker Index (d)	0,04	0,03	0,10	0,09	0,05	0,06	0,08	0,05	0,06	0,03

B.

	IJ	IA	MA	P	NR	S	W	WG	WW	KM
Tansektenanzahl	8	8	7	8	7	7	8	8	8	6
Artenanzahl	27	19	15	17	17	23	20	28	33	15
Shannon-Wiener Index (H_S)	2,93	2,37	2,17	2,55	2,27	2,75	2,60	2,99	2,94	2,37
Shannon-Wiener Evenness (E)	0,89	0,81	0,80	0,90	0,80	0,88	0,87	0,90	0,84	0,87
Simpson's Index (D)	14,59	6,47	9,62	10,88	6,01	12,21	10,13	15,87	13,36	8,75
Berger-Parker Index (d)	0,14	0,34	0,16	0,16	0,36	0,17	0,21	0,12	0,14	0,20

C.

	IJ	IA	MA	P	NR	S	W	WG	WW	KM
Tansektenanzahl	8	8	7	8	7	7	8	8	8	6
Artenanzahl	11	12	1	9	13	2	3	14	10	20
Shannon-Wiener Index (H_S)	2,16	1,93	0,00	1,35	1,69	0,27	1,04	1,97	1,97	1,97
Shannon-Wiener Evenness (E)	0,90	0,78	0,00	0,61	0,66	0,39	0,95	0,75	0,85	0,66
Simpson's Index (D)	7,21	4,75	0,00	2,28	3,28	1,17	2,67	4,30	5,46	5,02
Berger-Parker Index (d)	0,24	0,36	1,00	0,65	0,50	0,92	0,50	0,44	0,34	0,30

Erwartungsgemäß weisen Maisäcker mit im Mittel 29 Pflanzenarten auf 200 Meter Transektstrecke die geringste Artenanzahl auf (Tab. 6.3A Abb. 6.2) Die meisten Arten konnten in der Metropolregion Ruhr auf alten Industriebrachen gefunden werden, gefolgt von jungen Industriebrachen, Naturschutz-Referenzflächen und Straßenrändern. Wohngebiete, Parkanlagen, Wasserbeeinflusste Wälder und Wasserbeeinflusstes Grünland weisen im Mittel Artenzahlen zwischen 40 und 48,5 auf. In den Kalkmagerrasen als außerhalb der Metropolregion Ruhr gelegene Referenz wurden im Mittel ähnlich viele Arten wie in den alten Industriebrachen gefunden. Auffällig ist, dass statistisch signifikante Unterschiede hinsichtlich der Artenzahlen nur zwischen Maisäckern auf der einen und den fünf artenreichsten Biotoptypen auf der andren Seite bestehen. Dieser Hinweis auf eine gewisse Homogenität der Biotoptypen untereinander wird durch Abb. 6.3 unterstrichen: Die α-Diversität – also die Diversität innerhalb eines bestimmten Biotoptyps – ist bei den Biotoptypen innerhalb der Metropole Ruhr zwar relativ hoch (z.B. Industriebrachen alt) und reicht hier an die α-Diversität der untersuchten Kalkmagerrasen heran, doch ist die β-Diversität, die als Maß für die Verschiedenartigkeit der Biotoptypen untereinander gelten kann, relativ niedrig (Tab. 4A). Das bedeutet, dass sich die Biotoptypen hinsichtlich des Vorkommens und der Häufigkeit eines großen Teils der Pflanzenarten ähneln. Erst wenn man die mittlere Anzahl der auf den Transekten nachgewiesenen Rote Liste-Arten betrachtet, ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen den Biotoptypen: Nicht unerwartet liegen innerhalb der Metropole Ruhr die Naturschutz-Referenzflächen mit im Mittel einer Rote Liste-Art je 200 Meter an der Spitze, gefolgt von wasserbeeinflusstem Grünland sowie jungen und alten Industriebrachen. Diese Werte der Biotoptypen innerhalb der Metropolregion Ruhr sind im Vergleich zu der sehr hohen Anzahl von Rote Liste-Arten auf den Transekten der Kalk-Magerrasen allerdings sehr niedrig. Bei den Rote Liste-Arten der Kalk-Magerrasen handelt es z.B. um Orchideen- und Enzian-Arten, die auf Flächen innerhalb der Metropole Ruhr kaum oder gar nicht vorkommen. Die sechs verschiedenen Nutzungsszenarien (vgl. Abb. 0.3) skizzieren aus landschaftsplanerischer Sicht mögliche zukünftige Nutzungen für die Welheimer Mark. Hier eine nachhaltige Nutzung der Flächen aus ökologischer Sicht aufzuzeigen bedeutet, durch eine biodiversitäre Bewertung das beste Nutzungsszenario zu ermitteln.

Tabelle 6.4. Floristische und faunistische Ähnlichkeiten (Bray-Curtis Index) in der Artenzusammensetzung der untersuchten Habitate. A. Pflanzen; B. Vögel und Tagfalter.

A.

	IA	IJ	KM	MA	NR	P	S	W	WG	WW
IA	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
IJ	60,93	100	-	-	-	-	-	-	-	-
KM	31,57	36,14	100	-	-	-	-	-	-	-
MA	19,40	22,42	4,98	100	-	-	-	-	-	-
NR	63,94	59,36	34,20	18,37	100	-	-	-	-	-
P	30,94	32,08	17,85	23,72	24,90	100	-	-	-	-
S	40,54	48,07	29,22	28,66	42,55	34,84	100	-	-	-
W	27,06	29,95	12,55	28,19	24,22	65,06	38,71	100	-	-
WG	34,32	32,68	21,19	20,04	24,53	32,00	28,69	20,99	100	-
WW	34,12	24,89	16,04	14,57	24,34	22,87	20,59	15,69	35,61	100

B.

	IA	IJ	KM	MA	NR	P	S	W	WG	WW
IA	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
IJ	37,54	100	-	-	-	-	-	-	-	-
KM	24,68	16,47	100	-	-	-	-	-	-	-
MA	31,94	30,89	12,48	100	-	-	-	-	-	-
NR	70,34	45,05	26,94	35,56	100	-	-	-	-	-
P	53,73	46,54	25,30	42,86	54,39	100	-	-	-	-
S	51,78	47,26	20,04	37,37	49,37	63,70	100	-	-	-
W	32,43	45,57	15,44	27,03	36,47	57,14	49,25	100	-	-
WG	62,09	40,49	25,30	34,73	56,88	50,13	49,30	34,12	100	-
WW	54,59	36,76	25,19	29,30	43,98	51,81	50,56	44,79	63,00	100

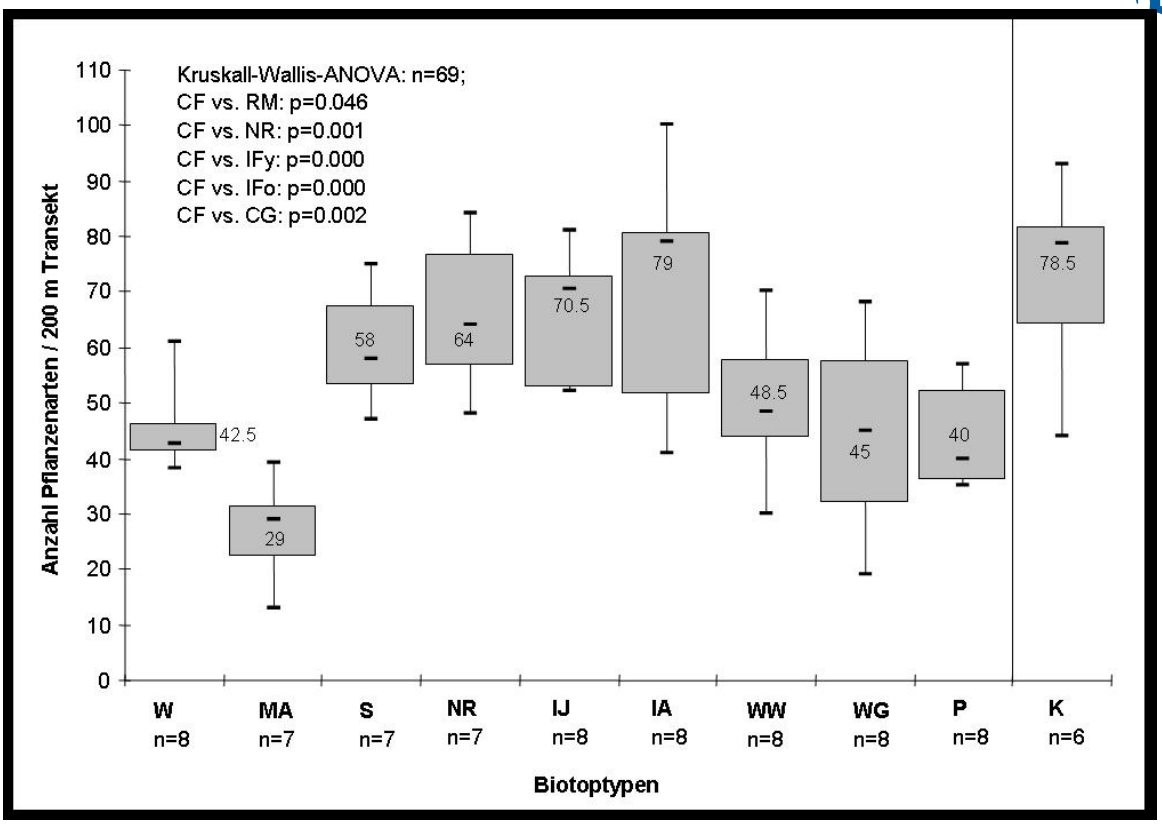


Abbildung 6.2: Anzahl der Pflanzenarten entlang von 200 Meter langen Transekten in verschiedenen repräsentativen Biotoptypen der Metropolregion Ruhr. W = Wohngebiete, MA = Maisäcker, S = Straßenränder, NR = Naturschutzreferenzflächen, J = Industriebrache jung, IA = Industriebrache alt, WW = Wasserbeeinflusste Wälder, G = Wasserbeeinflusstes Grünland (brach, gemäht oder beweidet), P = Parkanlagen. K = Kalk-Magerrasen (beweidet oder brach) in aufgegebenen Steinbrüchen am Südostrand der Region. Nur zwischen Maisäckern und den fünf artenreichsten Biotoptypen bestehen signifikante Unterschiede.

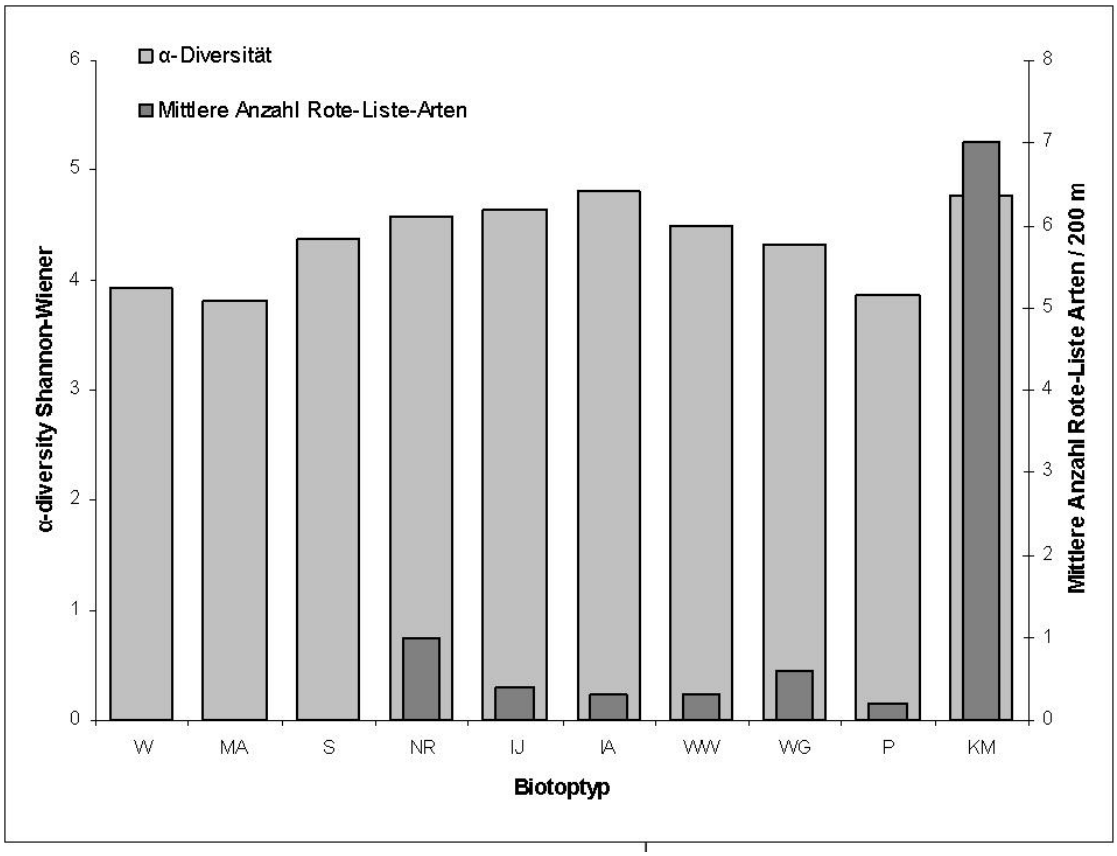
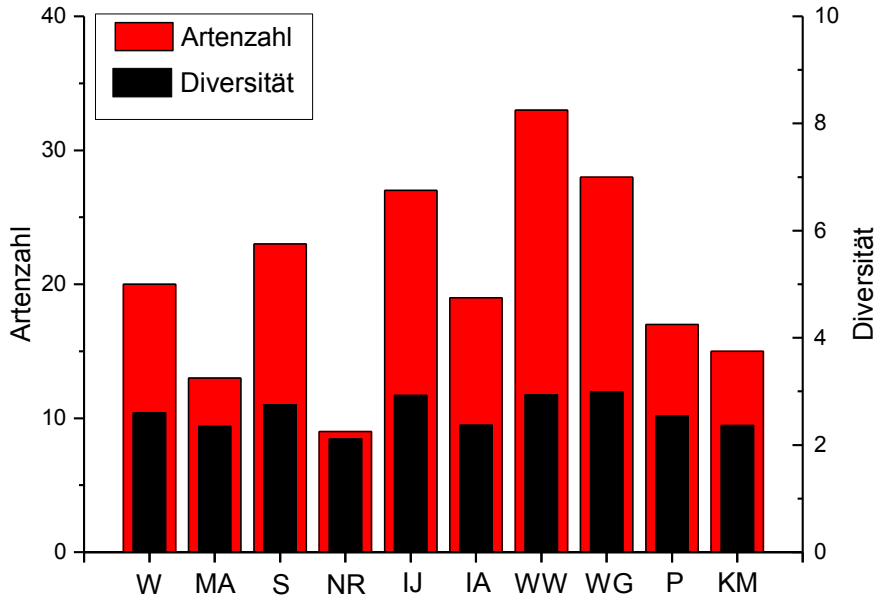


Abbildung. 6.3: α – Diversität (hellgrau) und mittlere Anzahl von Rote Liste-Pflanzenarten auf Transekten: Kalk-Magerrasen (KM): 7,0; Naturschutz-Referenzflächen (NR): 1,0; Industriebrache jung (IJ): 0,4; Industriebrache alt (IA): 0,3; Wasserbeeinflusste Wälder (WW): 0,3; Wasserbeeinflusstes Grünland (WG): 0,6; Parks (P): 0,2.

A.



B.

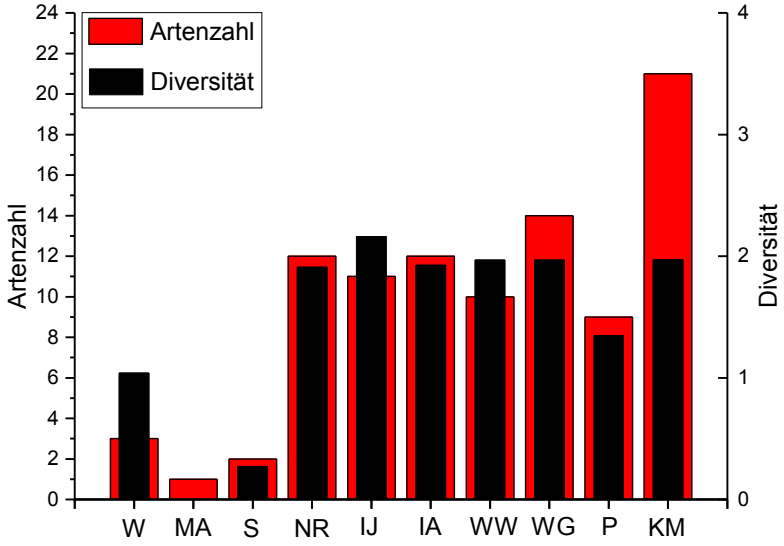


Abbildung 6.4: Diversität von Vögel und Tagfalter in der untersuchten Habitate

Tabelle 5 zeigt das zentrale Bewertungsergebnis im Vergleich der sechs Planungsszenarien auf der Basis von drei verschiedenen planerischen, naturschutzfachlichen und biodiversitären Kriterien sowie aus ökonomischer Perspektive. Die Einstufung der Szenarien auf Basis dieser vier Kriterien ergibt, dass das Szenario Gewerbepark A das beste Nutzungsszenario darstellt, gefolgt von Gewerbegebiet und Kulturlandschaft. Die schlechtesten Szenarien sind Agroforst, Status quo und Gewerbepark B.

Tabelle 6.5: Zusammenschau der Bewertung sechs unterschiedlicher Nutzungsszenarien für die Welheimer Mark auf der Basis von vier verschiedenen Kriterien aus Sicht von Planung, Ökonomie (vgl. Tab. 2), Naturschutz und Biodiversität. Rot = bestes Szenario, orange = mittelgute Szenarien, schwarz = schlechte Szenarien. Die planerische Biotoptypenbewertung erfolgte nach der „Numerischen Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW"; Mittlere Anzahl Rote Liste-Arten nach „Rote Liste Farn- und Blütenpflanzen NRW": Industriebrache jung (IJ) 0,4, Industriebrache alt (IA): 0,3, Naturschutz-Referenzflächen (NR): 1,0, Wasserbeeinflusste Wälder (WW): 0,3, Wasserbeeinflusstes Grünland (WG): 0,6, Parks (P): 0,2, Flächengröße der Biotoptypen multipliziert (gewichtet) mit der mittleren Anzahl von Rote-Liste-Arten des Biotoptyps; modellierte Gesamtartenzahlen nach Arten-Areal-Beziehung für die Metropolregion Ruhr: y = 49.053 Ln (Σ (Flächengröße eines bestimmten Lebensraumtyps x (mittlere Artenzahl dieses Typs / mittlere Artenzahl aller Typen)) + 198.98, R^2 = 0,92.

Szenario	Biotopwert-punkte NRW	Erzielbarer Kapital-wert (€) aus Sicht des Stakeholders „Kommune"	Flächengröße von Biotoptypen mit Rote Liste-Arten und Anzahl von Rote Liste-Arten	Modellierte Gesamtarten-zahlen
Status quo	1.675.096	0,0	120.192	396
Gewerbegebiet	1.264.193	7.952.475 bzw. 7.346.041	296.056	392
Gewerbepark A	1.721.596	7.347.706	496.382	391
Gewerbepark B	1.682.548	7.347.706	150.594	389
Kulturlandschaft	1.734.639	318.501	172.111	403
Agroforst	1.542.544	318.501	121.059	385

Allein aus ökonomischer Perspektive führt unter den getroffenen ökonomischen Annahmen das Szenario Gewerbegebiet für die Kommune zu dem höchsten erzielbaren Kapitalwert, gefolgt vom Szenario Gewerbepark A. Für das Gewerbegebiet jedoch sind alle Erschließungsinvestitionen zu Beginn zu tätigen, Einnahmen können ggf. erst in den

Folgejahren generiert werden. Im Szenario Gewerbepark A hingegen ist eine sukzessive Erschließung vorgesehen, was das Risiko erheblich reduziert. Schon ein sehr geringer Risikozuschlag von 1,2 % p.a. (d. h. für die Berechnungen wird ein erhöhter Kalkulationszins von i = 3,24 % zugrunde gelegt) führt zu einem anderen Ergebnis und somit nicht zur einer Empfehlung des Gewerbegebietsszenarios.

Diskussion

Zur Bewertung von Biotoptypen und Nutzungsszenarien aus naturschutzfachlicher oder landschaftsplanerischer Sicht werden insbesondere bei Eingriffen in Natur Landschaft in der Regel numerische Ansätze gewählt, die die Wertigkeit von Biotoptypen über Punktesysteme flächenbezogen bilanzieren (vgl. u.a. von Drachenfels 2012). Diese haben den Vorteil, dass alternative Nutzungsszenarien über die den jeweiligen Biotoptypen zugewiesenen Biotopwertpunkte quantitativ, flächenbezogen und transparent miteinander verglichen werden können. Sie haben allerdings auch einige Nachteile. Zunächst ist die Zuweisung von Wertpunkten zu einzelnen Biotoptypen eine von mehr oder weniger Fachwissen getragene Experten- oder Fachbehördenentscheidung (vgl. von Drachenfels 2012). Darüber hinaus sind Bewertungen anfällig für Moden: auf Phasen, wo z.B. artenreiche Kulturlandschaftsbiotope als besonders wertvoll erachtet wurden, folgten Phasen, in denen Prozessschutz im Vordergrund stand und vermeintlich „ur“-sprüngliche Natur als besonders wichtiges Schutzgut galten. Darüber hinaus mangelt es diesen Verfahren an im engeren Sinne naturschutzfachlichen oder ökologischen Kriterien (vgl. Plachter 1992, Usher u. Erz 1994, von Drachenfels 2012). Spätestens nach Einführung von Programmen wie der „Nationalen Biodiversiätsstrategie“ ist Biodiversität ein modernes und in vielen Nachhaltigkeitsdiskussionen gerne herangezogenes Bewertungskriterium. Zumeist wird es über Artenzahlen von Organismengruppen operationalisiert und hat dadurch ebenfalls den Vorteil, ein numerisches Kriterium und quantitativ bilanzierbar zu sein. Gleichzeitig vermeidet das Kriterium Biodiversität den Nachteil einer subjektiven Gewichtung von Arten durch nicht quantifizierbare Gefährdungskategorien. Allerdings wiegt das Problem schwer, dass von Artenzahlen kaum ein unmittelbarer Flächenbezug zu konkreten Nutzungsszenarien herzustellen ist. Um dieses grundsätzliche Problem zu lösen, ist am Beispiel der Szenarien für die Welheimer Mark versucht worden, diesen Bezug zwischen Flächen und Artenzahlen über die allgemeine Arten-Areal-Beziehung aus der Ökologie nach MacArthur u. Wilson (1967) herzustellen. Mit dieser Beziehung, die für die Metropolregion Ruhr nur entwickelt werden konnte, weil mit Werken wie dem Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in NRW (Haeupler at al. 2003) eine umfassende biodiversitäre Datenbasis vorliegt, können nun erstmals für konkrete Flächenkulissen Artenzahlen modelliert werden. Auf diese Weise kann mit dem Kriterium Biodiversität auch bezogen auf Flächengrößen bewertet werden.

Die Artenzahlen in Tab. 4 sind aufgrund des Modells errechnet worden und können sicher nicht im Sinne konkreter, gemessener Zahl verstanden werden. Vielmehr stellen sie Größenordnungen und Rangfolgen der Nutzungsszenarien untereinander dar. Sie weichen in ihren Verhältnissen zueinander jedoch stärker von den anderen Bewertungsansätzen ab, die untereinander konsistenter als erwartet sind (vgl. Tab. 4). Nicht unerwartet schneidet das

Kulturlandschaftsszenario, dass eine extensive Landwirtschaft und kleinbäuerliche Tierhaltung mit Erholungs- und Anschauungsfunktionen für die Bevölkerung vorsieht, gut ab. Eher unerwartet schneidet ein Gewerbeparkszenario sehr gut ab, weil es zwischen den Gewerbeeinheiten extensiv genutztes, artenreiches Grünland sowie frische bis feuchte Wälder und Gehölze vorsieht. Darüber hinaus kann hier ein hoher Kapitalwert erzielt werden. Überraschend schlecht schneidet dagegen das Nutzungsszenario Agroforst ab, vor allem weil der Flächenanteil artenarmer Intensiväcker hier am größten ist. Bei einer extensiveren Ackernutzung könnte dieses Szenario zumindest bei den Gesamtartenzahlen besser abschneiden, doch ist eine wirkliche Extensivierung der Ackernutzung vor dem Hintergrund heutiger landwirtschaftlicher Verhältnisse unrealistisch.

Die Kapitalwertberechnung für die einzelnen Nutzungsszenarien zeigt dagegen, dass eine rein ökonomische Betrachtung unter Ausblendung der gesamtwirtschaftlichen Effekte nicht unerwartet das Gewerbegebiet als bestes Nutzungsszenario empfiehlt. Dieses Nutzungsszenario reagiert jedoch sehr empfindlich auch auf geringfügige Risikozuschläge, wodurch sich dann alternative Szenarien als besser erweisen. Dies macht deutlich, dass das Nutzungsszenario Gewerbegebiet auch aus ökonomischer Perspektive kaum zu empfehlen ist. Die Berücksichtigung anderer relevanter Stakeholder und fachlicher Perspektiven unterstützen dies.

Ein zeitgemäßer Nachhaltigkeitsbegriff verlangt einen Abgleich der einzelnen fachdisziplinären Perspektiven auf eine zukünftige Entwicklung (TEEB 2010, Trommler et al. 2013). Vor dem Hintergrund dieses Abgleichs unterschiedlicher disziplinärer „Interessen“ bzw. Bewertungsansätze ist im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung ein stark auf biodiversitäre Belange hin optimierter Gewerbepark als das beste Nutzungsszenario für die Welheimer Mark anzusehen.

Literatur

Andresen, J.A., Grundmann, A., Bester, K., 2004. Organophosphorus flame retardants and plasticisers in surface waters. Sci. Total Environ. 332, 155–166.

ASTERICS/PERLODES 2014. Software und Software-Handbuch für die deutsche Version. www.aqem.de.

Barile, F.A., 1994: Introduction to in vitro cytotoxicology: mechanisms and methods. CRC Press, Boca Raton, Florida, 213 pp.

Becker A. & Robson B.J. 2009. Riverine macroinvertebrate assemblages up to eight years after riparian restoration in a semi-rural catchment in Victoria, Australia. Marine & Freshwater Research, 60, 1309–1316.

Bell N., Riis T., Suren A.M. & Baattrup-Pedersen A. 2013. Distribution of invertebrates within beds of two morphologically contrasting stream macrophyte species. Fundamental and Applied Limnology, 183, 309−321.

Bilton D.T., Freeland J.R. & Okamura B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. Annual Review of Ecology and Systematics, 32, 159−181.

Bis B. & Usseglio-Polatera P. 2004. STAR Deliverable N2. Species Traits Analysis. www.eu-star.at/pdf/Deliverable_N2.pdf.

Boulton A.J., Findlay S., Marmonier P., Stanley E.H. & Valett H.M. 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. Annual Review of Ecology and Systematics, 29, 59–81.

Braunbeck, T., Hollert, H., Dürr, M. & Erdinger., L., 1997b: Biotests in der Ökotoxikologie am Beispiel des Fischzelltests. Veröff. PAÖ, 22: 241-256.

Brunzel, S. und H. Plachter 1999. Bewerten mit Tagfaltern im Naturschutz. In: Settele, J. Feldmann, R. & Reinhardt, R. (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart. Ulmer. 186-213.

Brunzel, S., Fischer, S.F., Schneider, J., Jetzkowitz, J. und Brandl, R. 2009. Neo- and archaeophytes respond more strongly than natives to socio-economic mobility- and disturbance patterns along an urban-rural gradient. Journal of Biogeography 36: 835-844.

Carabias Martinez, R., Rodriguez Gonzalo, E., Fernandez Laespada, M.E., Sanchez San Roman, F.J., 2000: Evaluation of surface- and ground-water pollution due to herbicides in agricultural areas of Zamora and Salamanca (Spain). J. Chromatogr. A 869, 471–480

Chevreuil, M., Garmouma, M., Teil Marie, J., Chesterikoff, A., 1996. Occurrence of organochlorines (PCBs, pesticides) and herbicides (triazines, phenylureas) in the atmosphere and in the fallout from urban and rural stations of the Paris area. Sci. Total Environ. 182,25-37

Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, 18, 117–143.

DAPHTOXKIT F MAGNA – Standard Operational Procedure, MicroBioTests Inc., Belgien

Davies, P.E., Cook, L.S.J., Barton, J.L., 1994. Triazine herbicide contamination of Tasmanian streams: sources, concentrations and effects on biota. Aust. J. Mar. Freshwater Res. 45, 209–226.

DIN 38410-1 1987. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) - Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1).

Drachenfels, O. Von 2012. Biotoptypen als Erfassungs- und Bewertungseinheiten von Naturschutz und Landschaftsplanung. Naturschutz und Landschaftsplanung 44: 357-364.

EGLV (Emschergenossenschaft/Lippeverband) 2014. Generationenprojekt für eine Region mit Zukunft. www.eglv.de/wasserportal/emscher-umbau.html.

EG-WRRL. 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABI.EG.Nr.L. 327 v. 22.12.2000, 81 S.

Feld C.K., Birk S., Bradley D.C., Hering D., Kail J., Marzin A, et al. 2011. From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. Advances in Ecological Research, 44, 119−209.

Fent, K. 1998. Ökotoxikologie. Thieme, Stuttgart

Friberg N., Kronvang B., Hansen H.O. & Svendsen L.M. 1998. Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 8, 87–99.

Gallai, N., Sallesc, J.-M., Settele, J. und Vaissière, B. E. 2008. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. Ecological Economics 68: 810-821.

Gerhard M. & Reich M. 2000. Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. International Review of Hydrobiology, 85, 123–137.

Glöer P. & Meier-Brook M. 2003. Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Verlag Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen, Hamburg.

Gore J.A. (1982) Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. Hydrobiologia, 9, 183–193.

Guéguen, C., Dominik, J., Pardos, M., Bennighoff, C., Thomas, R., L. 2000: Partition of metals in the Vistula River and in effluents from sewage treatment plants in the region of Cracow (Poland). Lakes & Reservoirs: Research and Management. 5: 59–66

Guilliom, R.J., Barbash, J.E., Kolpin, D.W., Larson, S.J., 1999. Testing water quality for pesticide pollution. Environ. Sci. Technol 33, 164A–169A.

Gustafsson S., Österling M., Skurdal J., Schneider L.D. & Calles O. 2013. Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: The effects of adding habitat heterogeneity. Ecological Engineering, 61, 345–353.

Haase P. Hering D., Jähnig S.C., Lorenz A.W. & Sundermann A. 2013. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. Hydrobiologia, 704, 475−488.

Haase P., Lohse S., Pauls S., Schindehütte K., Sundermann A., Rolauffs P. & Hering D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. Limnologica, 34, 349–365.

Haase P., Murray-Bligh J., Lohse S., Pauls S.U., Sundermann A., Gunn R. & Clarke R. 2006. Assessing the impact of errors in sorting and identifying macroinvertebrate samples. Hydrobiologia, 566, 505–521.

Haase P., Sundermann, A. & Schindehütte K. 2011. Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/Operationelle_Taxaliste_Mai2011.zip.

Haber, W., Riedl, B. und Theurer, R. 1991. Ökologische Bilanzierung in der ländlichen Neuordnung : Forschungsvorhaben des Lehrstuhls für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.). München. 107 S.

Haeupler, H., Jagel, A. und Schumacher, W. 2003. Verbreitungsatlas der Farn und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (Hrsg.). Recklinghausen. 616 S.

Hahn-Weinheimer, P., Hirner, A., Weber-Diefenbach, K. 1984: Grundlagen und praktische Anwendung der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA). Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, 55 pp.

Hampicke, U. 1992. Ökologische Ökonomie: Individuum und Natur in der Neoklassik. Westdeutscher Verlag. Opladen. 487 S.

Hollert, H. & Braunbeck, T., 1997: Ökotoxikologie in vitro - Gefährdungspotential in Wasser, Sediment und Schwebstoffen. Veröff. PAÖ, 21. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 189 pp.

Hollert, H., Dürr, M., Erdinger, L. & Braunbeck, T., 2000: Cytotoxicity of settling particulate matter (SPM) and sediments of the Neckar river (Germany) during a winter flood. Environ. Toxicol. and Chem., 19(3): 528-534.

Hughes J.M. 2007. Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. Freshwater Biology, 52, 616-631.

Hynes H.B.N. (1955) The Reproductive Circle of Some British Freshwater Gammaridae. Journal of Animal Ecology, 24, 352−387.

Jähnig S.C., Brabec K., Buffagni A., Erba S., Lorenz A.W., Ofenböck T., et al. 2010. A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. Journal of Applied Ecology, 47, 671−680.

Januschke K., Sundermann A., Antons C., Haase P., Lorenz A. & Hering D. 2009. Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. In: Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 82: 23-39.

Jones H.P. & Schmitz O.J. 2009. Rapid Recovery of Damaged Ecosystems. PLoS ONE, 4, e5653.

Jungwirth M., Moog O. & Muhar S. 1993. Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a 5th-order stream, Melk, Austria. Regulated Rivers: Research & Management, 8, 195–204.

Kahle, M., Nöh, I. 2009. Biozide in Gewässern - Eintragspfade und Information zur Belastungssituation und deren Auswirkungen. Umweltbundesamt.

Kail J. & Hering D. 2005. Using large wood to restore streams in Central Europe: potential use and likely effects. Landscape Ecology, 20, 755–772.

Kail J. & Hering D. 2009. The influence of adjacent stream reaches on the local ecological status of Central European mountain streams. River Research and Applications, 25, 537-550.

Kellermann, J. 2012. Nachhaltigkeitsorientierte Diskontierung in wirtschaftlichen Ex-ante-Analysen zur Fundierung umweltrelevanter Entscheidungen. Entwicklung eines Diskontierungsmodells und beispielhafte Anwendung. Hamburg. 328 S.

Kellermann, J., Madzielewski, V. und Pianowski, M. 2012. Methoden zur monetären Bewertung von Umweltwirkungen, in: Beiträge zur Umweltwirtschaft und zum Controlling. 22 S.

Konold W. 2008. Kompensation von Strukturdefiziten durch Strahlwirkung. In Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.). 81, 5-19.

Lake P.S., Bond N. & Reich, P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. Freshwater Biology, 52, 597–615.

Landesamt für, Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen 2008. Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW. Recklinghausen. 37 S.

Langford T.E.L., Shawa P.J., Ferguson A.J.D. & Howard S.R. 2009. Long-term recovery of macroinvertebrate biota in grossly polluted streams: Re-colonization as a constraint to ecological quality. Ecological Indicators, 9, 1064–1077.

LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein Westfahlen) (Hrsg.) 2011. Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung 2011. http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/roteliste.htm.

LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein Westfahlen) 2014. Gewässerstrukturgüte in NRW. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/oberflaechengewaesser/gewstrukguete/gewstrukguete.

LANUV NRW 2011: Natürliche Hintergrundbelastung von Oberflächengewässern in Nordrhein-Westfalen mit Schwermetallen, C&E

LAWA-AO (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“) 2004. Rahmenkonzept zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur

Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern – „Eckpunkte“. Entwurf. Unveröffentlichter Bericht. Düsseldorf.

Lee, L., Clemons, J.H., Bechtel, D.G., Caldwell, S.J., Han, K., Pasitschniak-Arts, M. Mosser, D.D. & Bols, N.C., 1993. Development and characterization of a rainbow trout liver cell line expressing cytochrome P450-dependent monooxygenase activity. Cell Biology and Toxicology, 9(3): 279-294

Leisewitz, A., Kruse, H., Schramm, E., 2000. Substituting Environmentally Relevant Flame Retardants: Assessment Fundamentals. Results and Summary Overview. Environmental Research Plan of the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Research, Report 29744 542 (December).

Lepori, F., D. Palm, E. Brännäs & Malmqvist, B. 2005. Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? Ecological Applications 15: 2060–2071.

Leyer I. & Wesche K. 2007. Multivariate Statistik in der Ökologie. eine Einführung. Springer Verlag, Heidelberg, 222 S.

Lorenz A.W. & Feld C.K. 2013. Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. Hydrobiologia, 704, 489–501.

LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) 1998. Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Merkblatt 14. Essen.

LULG (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen) 2008. Höhere Wasserpflanzen, Moose und Algen am Gewässergrund – neue Möglichkeiten der Gewässeranalyse. http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/Makrophyten_Umweltforum_08.pdf.

MacArthur, R. H. und Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton, New Jersey: Princeton Universoty Press, 203 S.

Macke, S. und Schweppe-Kraft, B. 2011. Ökonomisches Denken für den Naturschutz – ein Plädoyer für gemeinsame Argumente. Natur und Landschaft 86 (4): 167-177.

Madsen, T.,Buchardt Boyd, H., Nyl´en, D., Rathmann Pedersen, G.I., Simonsen, F., 2001. Environmental Project No. 615, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen

Maltby, L., Forrow, D.M., Boxall, A.B.A., Calow, P., Betton, C. 1995. The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 1. Field study. Environmental Toxicology and Chemistry 14: 1079-1092.

Maltby, L., Forrow, D.M., Boxall, A.B.A., Calow, P., Betton, C. 1995. The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 2. Identifying major toxicants. Environmental Toxicology and Chemistry 14: 1093-1101.

Mann H.B. & Whitney D.R. 1947. On a test whether one of two random variables is stochastically larger than the other. Annals of Mathematical Statistics, 18, 50−60.

Meier C., Haase P., Rolauffs P., Schindehütte K., Schöll F., Sundermann A. & Hering D. 2006. Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. www.fliessgewaesserbewertung.de.

Meier C., Haase P., Rolauffs P., Schindehütte K., Schöll F., Sundermann A. & Hering D. 2006. Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abgerufen unter: www.fliessgewaesserbewertung.de.

Ni, Y., Kumagai, K., Yanagisawa, Y., 2007. Measuring emissions of organophosphate flame retardants using a passive flux sampler. Atmos. Environ. 41, 3235–3240.

Nijboer R.C. & Schmidt-Kloiber A. 2004. The effect of excluding taxa with low abundances or taxa with small distribution ranges on ecological assessment. Hydrobiologia, 516, 349−366.

OECD Guidelines for the Testing of Chemicals 202, 2004: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test. DOI: 10.1787/9789264069947-en

Palmer M.A., Menninger H.L. & Bernhardt E. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? Freshwater Biology, 55, 205−222.

Pander J. & Geist J. 2013. Ecological indicators for stream restoration success. Ecological indicators, 30, 106-118.

Pest Management Regulatory Agency, Canada (PMRA) report on 2-Methyl-4-isothiazolin-3-one, 2011. Proposed Registration Decision– PRD2011-02.

Plachter, H. 1991. Naturschutz. UTB (Fischer). Stuttgart. 463 S.

Plachter, H. 1992. Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.). Karlsruhe. 48.

Prange H. 2005. Die ökologische Bedeutung der Verockerung und ihre Relevanz für die Umsetzung der EG-WRRL. Unveröffentlichter Bericht. Bremen.

Quednow, K., Püttmann, W. 2007. Monitoring terbutryn pollution in small rivers of Hesse. J. Environ Monit., 9, 1337-1343.

Rafoth, A., Gabriel, S., Sacher, F., Brauch,H-J., 2007. Analysis of isothiazolinones in environmental waters by gas-chromatography–mass spectrometry. Journal ofChromatography A, pp 74–81

Renöfält B., Nilsson C., Jansson R. 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. Journal of Biogeography, 32, 2025−2037.

Roser, F. 2013. Ist die Schönheit der Landschaft berechenbar? Naturschutz und Landschaftsplanung 45: 265-271.

Ruchter, N. 2012: Ecotoxicology of traffic related platinum in the freshwater environment. Dissertation. Universität Duisburg-Essen.

Ruchter, N., Sures, B., 2015. Distribution of Pt and other traffic related metals in sediments and clams (Corbicula sp.). Water Res. 70, 313-324.

Sagoff, M. 2011. The quantification and valuation of ecosystem services. Ecological Economics 70: 497-502.

Schmedtje U. & Colling M. 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Schmidt-Kloiber A. & Hering D. 2012. www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms. www.freshwaterecology.info (Version 5.0).

Schulz, M., Lewald, B., Kohlpoth, M., Rusche, B., Lorenz, K., Unruh, E., Hansen, P.D. & Miltenburger, H.G., 1995: Fischzellinien in der toxikologischen Bewertung von Abwasserproben. Altex, 12(4): 188-195.

Shields F.D., Knight S.S. & Cooper C.M. 1995. Use of the index of biotic integrity to assess physical habitat degradation in warm water streams. Hydrobiologia, 312, 191–208.

Spänhoff B. & Arle J. 2007. Setting Attainable Goals of Stream Habitat Restoration from a Macroinvertebrate View. Restoration Ecology, 15, 317−320.

Stemplewski J. & Sommerhäuser M. 2010. Neue Artenvielfalt in Emschergewässern. Ein Beitrag zur Biodiversität der Ballungsräume. Gewässer und Boden. Vol. 3, 12: 649-655.

Sundermann A., Antons C., Cron N., Lorenz A.W., Hering D. & Haase P. 2011a. Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. Freshwater Biology, 56, 1689−1702.

Sundermann A., Stoll S. & Haase P. 2011b. River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. Ecological Applications, 21, 1962–1971.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. 2010. Invertébrés d´eau douce. systématique, biologie, écoloogie. CNRS Editions, Paris.

TEEB 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Pushpam Kumar. Earthscan. London and Washington.

Trommler, K., Plieninger, T., Bieling, C., Gerdes, H., Ohnesorge, B., Schaich, H., Schleyer, C. und Wolff, F. (Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen) 2013. Ökosystemleistungen. Landnutzung, Lebensqualität und marktbasierte Instrumente in land- und forstwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaften. Berlin Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen. Berlin. 30 S.

Umweltbundesamt 2012. Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. Dessau-Roßlau.

Usher, M.B. und Erz, W. 1994. Erfassen und bewerten im Naturschutz. UTB (Quelle & Meyer). Heidelberg, Wiebaden. 340 S.

Van Leeuwen C.H.A., Huig N., Van der Velde G., Van Alen T., Wagemaker C.A.M., Sheerman C.D.H., et al. 2013. How did this snail get here? Several dispersal vectors inferred for an aquatic invasive species. Freshwater Biology, 58, 88−99.

Vieira N.K.M, Poff N.L., Carlisle D.M., Moulton II S.R., Koski M.L. & Kondratieff B.C. 2006. A database of lotic invertebrate traits for North America: U.S. Geological Survey Data Series 187. http://pubs.water.usgs.gov/ds187- Vieira_2006_InvertTraits Table_v1.txt.

Von Bertrab M., Krein A., Stendera S., Thielen F. & Hering D. 2013. Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? Ecological Indicators, 24, 589-598.

Wall, F. und Schröder, Regina W. 2009. Controlling zwischen Shareholder Value und Stakeholder Value: Neue Anforderungen, Konzepte und Instrumente. München.

Winking C., Lorenz A.W. & Hering D. 2014. Recolonisation patterns of benthic invertebrates: a field investigation of restored former sewage channels. Freshwater Biology, doi:10.1111/fwb.12397.

Wittmer, H. und Förster, J. 2011. Die TEEB-Studie – The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Natur und Landschaft 86 (4): 178-189.

Anhang

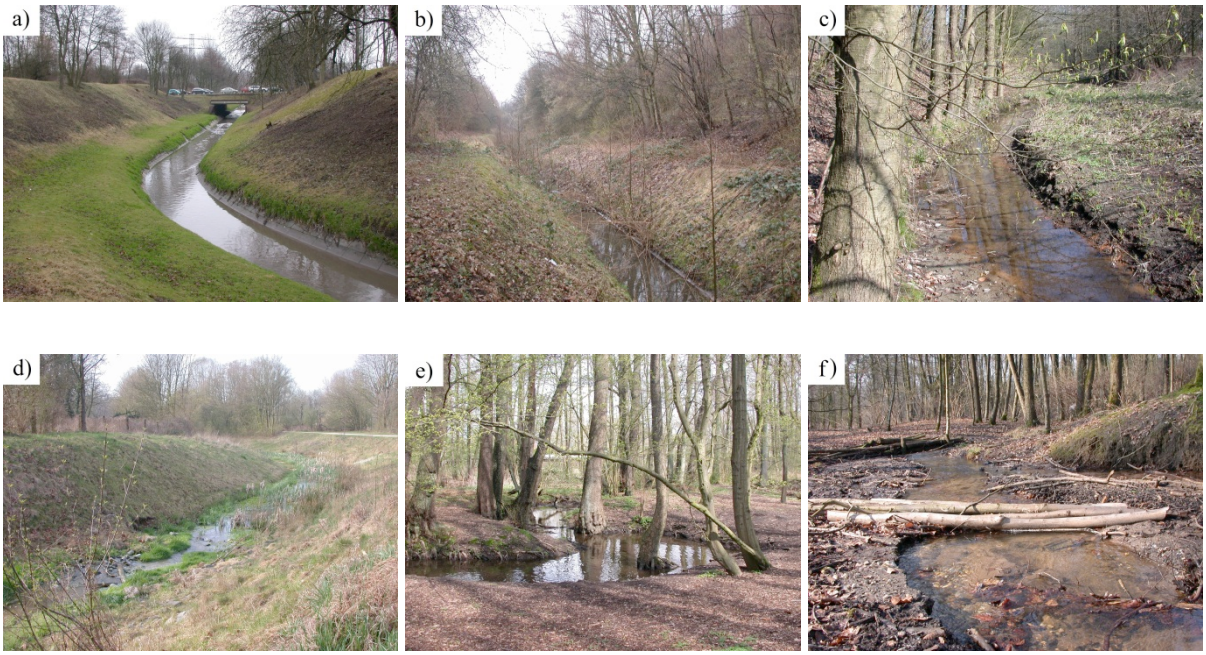


Abbildung A1. Beispielbilder der vier Gewässergruppen und Gewässern vor der ökologischen Umgestaltung. a) Schmutzwasserlauf (Boye); b) schmutzwasserfreier Lauf in Betonschalen (Wittringer Bach); c) ökologisch verbesserte Abschnitte mit Anbindung im Boye-Einzugsgebiet (RC): Vorthbach 19 Jahre nach der ökologischen Verbesserung; d) ökologisch verbesserte Abschnitte ohne Anbindung im Boye-Einzugsgebiet (RU): Haarbach, 1 Jahr nach der ökologischen Verbesserung; e) Wiederbesiedlungsquellen innerhalb des Boye-Einzugsgebiets (SB): Spechtsbach; f) Wiederbesiedlungsquellen außerhalb des Boye-Einzugsgebiets (SO): Alsbach.

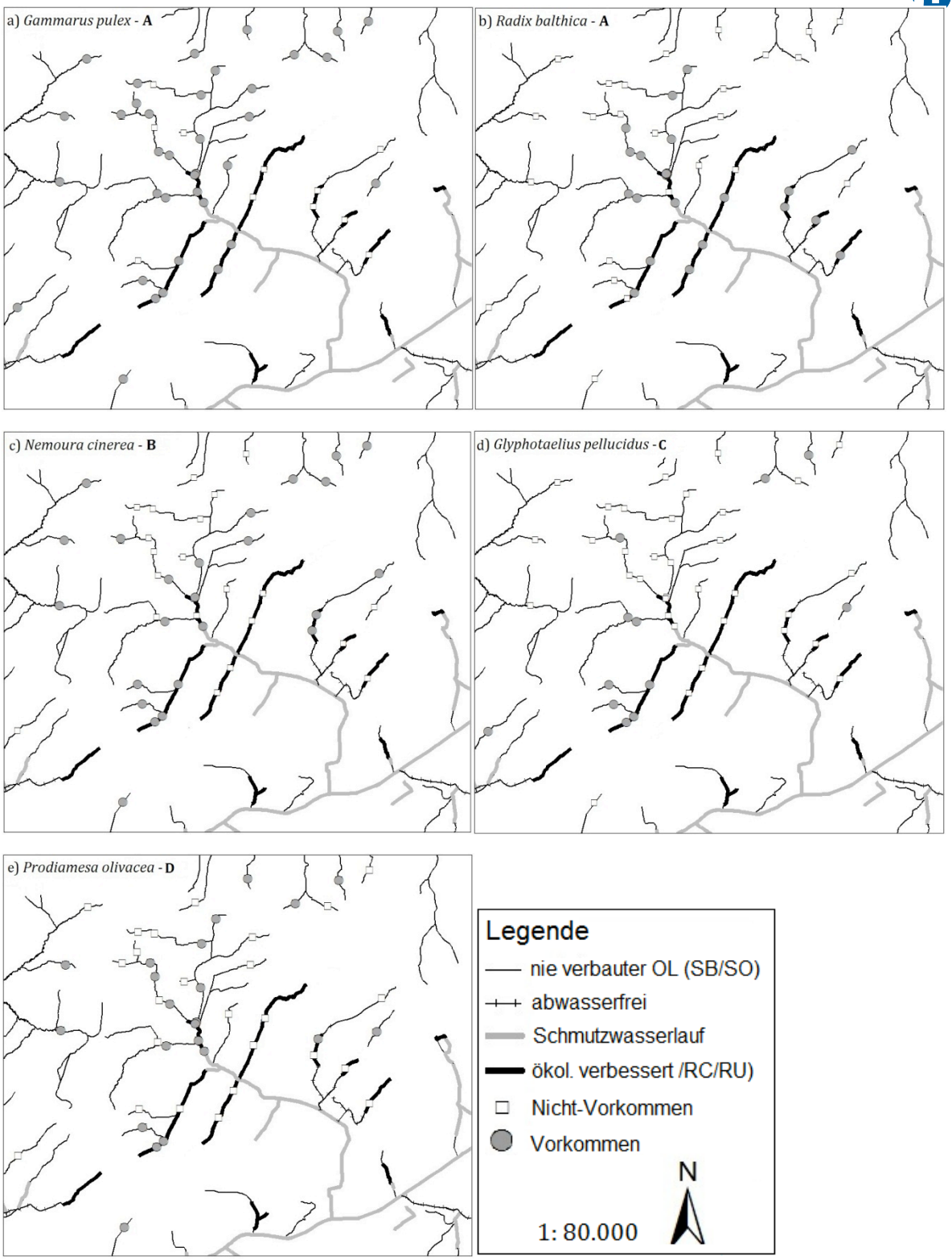


Abbildung A2. Verbreitungskarten von a) Gammarus pulex, b) Radix balthica (Ausbreitungsklasse A), c) Nemoura cinerea (Ausbreitungsklasse B), d) Glyphotaelius pellucidus (Ausbreitungsklasse C), e) Prodiamesa olivacea (Ausbreitungsklasse D), f) Pilaria sp. und g) Cloeon dipterum (Ausbreitungsklasse E).

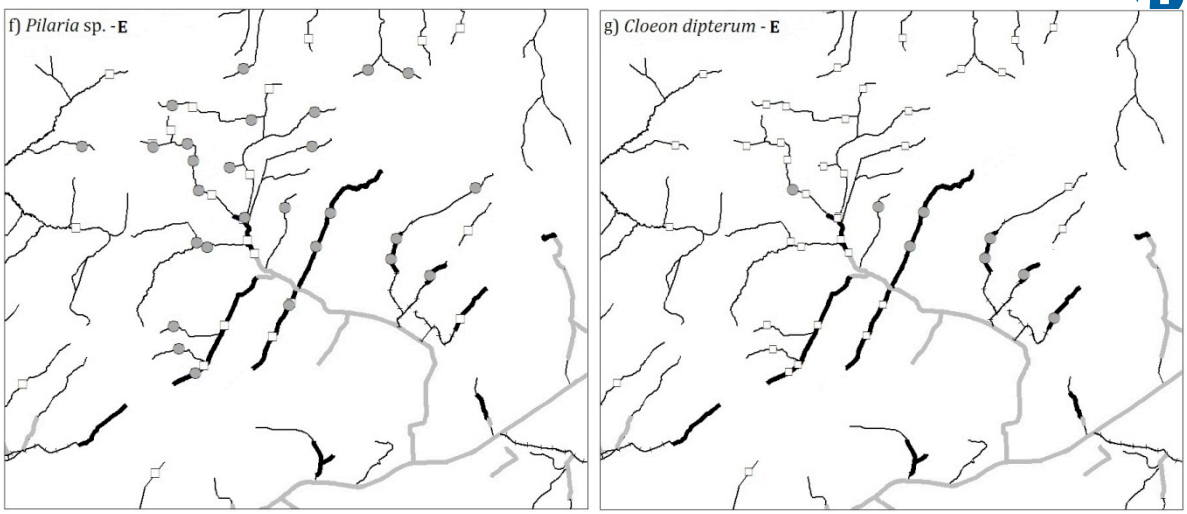


Abbildung A2. Fortsetzung.

*Tabelle A1. Kategorisierung der Taxa anhand ihrer Ausbreitungsfähigkeit und ihrer ökologischen Präferenzen basierend auf einer Literaturrecherche. x = Eigenschaft trifft zu; 0 = keine aktive areale Ausbreitung, 1-3 = Ausbreitungsfähigkeit gering, mittel, hoch; Eigenschaften der Spalten warden in Kapitel /Methoden/Ausbreitungsklassen beschrieben; * = Die Ausbreitungsinformation eines Taxon basierte auf der Literatur von Bis & Usseglio-Polatera (2004) und/oder Tachet et al. (2010) und lag nur in Gattungsniveau vor, wurde aber auf das Artlevel übertragen; pot. Vork.gr. GW. = potenzielles Vorkommen in großen Gewässern; SI = Saprobienindex, ST_RC = Stetigkeit in ökologisch verbesserten Stellen mit Anbindung, ST_RU = Stetigkeit in ökologisch verbesserten Stellen ohne Anbindung, ST_sum = Stetigkeit in allen ökologisch verbesserten Stellen, ST_SB,SO = Stetigkeit in den Wiederbesiedlungsquellen, WQ = Wiederbesiedlungsquotient.*

Literaturkürzel:

1 Amann et al. (1994); 2 Angelibert & Giani (2003); 3 Askew (1988); 4 Bagge (1995); 5 Bauernfeind (1990); 6 Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft/Schmedtje & Colling (1996); 7 Bellmann (1987); 8 Bellmann (1988); 9 Bis & Usseglio-Polatera (2004); 10 Blanke (1990); 11 Botosaneanu & Malicky (1978); 12 Braasch & Jakob (1976); 13 Brandstetter & Kapp (1995); 14 Brauckmann (1987); 15 Brehm & Meijering (1990); 16 Brockhaus (1991); 17 Burmeister (1984); 18 Burmeister (1986); 19 Burmeister & Reiss (1983); 20 Bussler (1992); 21 Caspers (1980); 22 Caspers & Stiers (1977); 23 Chaput-Bardy et al. (2008); 24 Chaput-Bardy et al. (2010); 25 Chinery (1987); 26 Conrad et al. (1999); 27 Conze et al. (2011); 28 Dedecker et al. (2004); 29 Delette & Morvan (2000); 30 Deutscher Rat für Landespflege (2009); 31 Donath (1989); 32 Dreyer (1986); 33 Ehlert (2009); 34 Elliott (2008); 35 Engelhardt (1986); 36 Göthberg (1973); 37 Graf et al. (1995); 38 Havelka (1992); 39 Hebauer (1974); 40 Heidemann & Seidenbusch (1993); 41 Holm (1989); 42 Horion (1960); 43 Illies & Botosaneanu (1963); 44 Jacobs & Renner (1988); 45 Janecek & Contreras (1995); 46 Kehl & Dettner (2007); 47 Klausnitzer (1971); 48 Klausnitzer (1984); 49 Klausnitzer et al. (1978); 50 Klein (1984); 51 Klima (1994); 52 Koch (1989); 53 Kuusela & Huusko (1996); 54 Lehmann (1971); 55 Ludwig (1989); 56 Madsen et al. (1973); 57 Maibach & Meier (1987); 58 Malicky (1987); 59 Malzacher (1981); 60 Masters et al. (2007); 61 Mey (1993); 62 Meyer (1987); 63 Moog (1995); 64 Müller-Liebenau (1969); 65 Petersen et al. (1999); 66 Pitsch & Weinzierl (1992); 67 Reiff (1993); 68 Reiter (1993); 69 Samietz (1989); 70 Sauer (1987); 71 Sauer (1988); 72 Schmedtje (1995); 73 Schmedtje & Kohmann (1992); 74 Schmedtje & Zwick (1992); 75 Schmidt-Kloiber & Hering (2012); 76 Schorr (1990); 77 Schutte et al. (1997); 78 Seitz & Weinzierl (1991); 79 Sode & Wiberg-Larsen (1993); 80 Stettmer (1996); 81 Svensson (1974); 82 Tachet et al. (2010); 83 Thiele et al. (1998); 84 Thomes (1987); 85 Timm (1993); 86 Tobias & Tobias (1981); 87 Van Noordwijk (1978); 88 Vieira et al. (2006); 89 Wagner (1978); 90 Wagner (1992); 91 Wagner & Gerecke (2008); 92 Ward & Mill (2007); 93 Waringer (1986); 94 Waringer (1989); 95 Weinzierl & Dorn (1989); 96 Zahner (1960).

ID ART	Taxon	beflügelt	Habitat Specialist	Preferenz Crenal	Ausbreitungsfähigkeit	rheophil	limnophil	warm stenotherm	pot. Vork. gr. GW	Literaturkürzel	Ausbreitungsklasse	SI	ST_RC [%]	ST_RU [%]	ST_sum [%]	ST_S B,SO[%]	WQ	Überprüfung: Ausbreitungsklasse passt zu den Ergebnissen der Verbreitungskarten
7381	*Anodonta anatina*				0					6;9;75	**A**	2	0	0	0	2	0	-
8691	*Asellus aquaticus*				0					6;9;75	**A**	2.8	13	9	22	18	1.25	-
4462	*Bithynia tentaculata*				0				x	6;9;75	**A**	2.3	2	0	2	0	-	-
4911	*Dendrocoelum lacteum*				0					6;9;75	**A**	2.4	2	0	2	0	-	-
4973	*Dina lineata*				0		x		x	6;9;75	**A**	-	0	0	0	2	0	-
5018	*Dugesia gonocephala*				0	x				6;9;75	**A**	1.5	0	0	0	11	0	-
5075	*Eiseniella tetraedra*				0					6;9;75	**A**		0	0	0	13	0	-
5101	Enchytraeidae gen. sp.				0					6;9;75	**A**	-	0	0	0	2	0	-
5159	*Erpobdella octoculata*				0					6;9;75	**A**	2.8	2	2	4	22	0.2	-
5157	*Erpobdella vilnensis*				0					6;9;75	**A**	2.2	0	0	0	4	0	-
5284	*Galba truncatula*				0		x			6;9;75	**A**	2.1	0	0	0	2	0	-
5288	*Gammarus fossarum*				0	x				6;9;75	**A**	1.5	2	4	7	16	0.43	-
5291	*Gammarus pulex*				0	x				6;9;75	**A**	2	11	4	16	60	0.26	-
5304	*Glossiphonia complanata*				0					6;9;75	**A**	2.3	2	2	4	33	0.13	-
5354	*Gyraulus albus*				0		x			6;9;75	**A**	2	0	0	0	2	0	-
5373	*Haemopis sanguisuga*				0		x			6;9;75	**A**		0	0	0	2	0	-
5413	*Helobdella stagnalis*				0				x	6;9;75	**A**	2.6	0	0	0	13	0	-

ID ART	Taxon	beflügelt	Habitat Specialist	Preferenz Crenal	Ausbreitungsfähigkeit	rheophil	limnophil	warm stenotherm	pot. Vork. gr. GW	Literaturkürzel	Ausbreitungsklasse	SI	ST_RC [%]	ST_RU [%]	ST_sum [%]	ST_S B,SO[%]	WQ	Überprüfung: Ausbreitungsklasse passt zu den Ergebnissen der Verbreitungskarten
5900	Lumbricidae gen. sp.				0					6;9;75	**A**	-	7	4	11	40	0.28	-
5907	*Lumbriculus variegatus*				0		x			6;9;75	**A**	3	0	0	0	9	0	-
7966	*Musculium lacustre*				0		x			6;9;75	**A**	2	0	0	0	4	0	-
20200	Naididae/Tubificidae gen. sp.				0					6;9;75	**A**	-	7	2	9	36	0.25	-
6127	*Niphargus* sp.			x	0					6;9;75	**A**	-	0	0	0	2	0	-
6395	*Physa fontinalis*				0		x			6;9;75	**A**	3.6	7	2	9	0	-	-
6425	*Pisidium* sp.				0					6;9;75	**A**	-	7	2	9	44	0.2	-
6430	*Planaria torva*				0		x			6;9;75	**A**	2.3	0	0	0	2	0	-
6436	*Planorbis planorbis*				0		x		x	6;9;75	**A**	2.4	2	2	4	2	2	-
8251	*Potamopyrgus antipodarum*				0					6;9;75	**A**	2.3	4	0	4	16	0.29	-
8703	*Proasellus coxalis*				0	x				6;9;75	**A**	2.8	0	2	2	13	0.17	-
16959	*Radix balthica*				0					6;9;75	**A**	2.3	11	11	22	22	1	-
6882	*Sphaerium corneum*				0		x		x	6;9;75	**A**	2,4	4	0	4	2	2	-
6905	*Stagnicola palustris*				0		x			6;9;75	**A**	2	4	0	4	4	1	-
6935	*Stylodrilus heringianus*				0					6;9;75	**A**	-	0	0	0	4	0	-
4293	*Amphinemura* sp.	x	x		1					9;15;72;82	**B**	1.5	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
20196	*Atherix/Ibisia* sp.	x	x		1	x				9;14;17;74;75;82;85;88	**B**	2	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich

ID ART	Taxon	beflügelt	Habitat Specialist	Preferenz Crenal	Ausbreitungsfähigkeit	rheophil	limnophil	warm stenotherm	pot. Vork. gr. GW	Literaturkürzel	Ausbreitungsklasse	SI	ST_RC [%]	ST_RU [%]	ST_sum [%]	ST_S B,SO[%]	WQ	Überprüfung: Ausbreitungsklasse passt zu den Ergebnissen der Verbreitungskarten
17788	*Elodes minuta*-gr.	x		x	1					6;8;9;21;41;47;75;82	**B**	1.5	4	0	4	44	0.1	ja (nur GW mit Anbindung)
5442	*Hemerodromia* sp.	x	x		1	x				9;75;82;90	**B**	2	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
6095	*Nemoura cinerea cinerea*	x		x	1		x			9;22;53;65;75;82;95	**B**	1.5	13	0	13	40	0.33	ja (nur GW mit Anbindung)
9747	*Sericostoma flavicorne/personatum*	x		x	1					9;75;79;82	**B**	1.5	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
4300	*Anabolia nervosa*	x	x		3*					6;9;75;82	**C**	2	4	0	4	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)
17503	*Anacaena globulus*	x		x	3*					9;75;82	**C**	2	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
4638	*Chelifera* sp.	x	x	x	3					91	**C**	0	0	0	0	9	0	ja
4740	*Cordulegaster boltonii*	x		x	3	x				3;16;31;32;41;45;75	**C**	1.5	0	0	0	11	0	ja
5318	*Glyphotaelius pellucidus*	x	x		3		x	x		6;9;75;82	**C**	0	7	0	7	20	0.33	ja (nur GW mit Anbindung)
5376	*Halesus radiatus*	x	x		3					25;75;82	**C**	1.9	2	0	2	7	0.33	ja (nur GW mit Anbindung)
5894	*Lithax obscurus*	x	x	x	3*	x				6;19;37;41;51;75;86;82	**C**	1.5	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
5921	*Lype reducta*	x	x		3					37;75	**C**	0	0	0	0	7	0	ja
14488	*Micropterna lateralis/sequax*	x	x	x	3					6;21;37;51;75;82;86	**C**	-	4	0	4	18	0.25	ja (nur GW mit Anbindung)
6022	*Micropterna nycterobia*	x	x	x	3					6;21;51;75;82;87	**C**	-	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
6168	*Odontocerum albicorne*	x	x	x	3	x				41;75;82	**C**	1.4	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
6444	*Plectrocnemia conspersa conspersa*	x		x	3					8;11;21;41;51;61;75;82	**C**	1.5	0	0	0	27	0	ja

ID ART	Taxon	beflügelt	Habitat Specialist	Preferenz Crenal	Ausbreitungsfähigkeit	rheophil	limnophil	warm stenotherm	pot. Vork. gr. GW	Literaturkürzel	Ausbreitungsklasse	SI	ST_RC [%]	ST_RU [%]	ST_sum [%]	ST_S B,SO[%]	WQ	Überprüfung: Ausbreitungsklasse passt zu den Ergebnissen der Verbreitungskarten
6524	*Potamophylax nigricornis*	x	x	x	3					6;19;21;37;51;75;82;86	**C**	1	2	0	2	2	1	ja (nur GW mit Anbindung)
6526	*Potamophylax rotundipennis*	x	x		3			x		21;75;82	**C**	2	2	0	2	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)
6527	*Potamophylax* sp.	x	x		3					21;36;79;81;82	**C**	2	4	0	4	7	0.67	ja (nur GW mit Anbindung)
21224	*Tinodes waeneri waeneri*	x	x		2*		x			9;51;75;82;86	**C**	2	0	2	2	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)
14467	*Chrysopilus* sp.	x			1					17	**D**	0	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
9324	*Chrysops* sp.	x			1		x			17;75	**D**	0	0	0	0	20	0	ja
4955	*Dicranota* sp.	x			1*					82;88	**D**	0	0	2	2	18	0.13	ja (nur GW ohne Anbindung)
4989	*Dixa* sp.	x			1					9;82	**D**	0	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
10349	*Dixella* sp.	x			1		x			9;75;82	**D**	0	0	2	2	2	1	keine Aussage möglich
20169	*Elmis aenea/maugetii*	x			1	x				9;34;75;82	**D**	2	2	0	2	7	0.33	ja
9654	*Eloeophila* sp.	x			1*					82	**D**	0	0	2	2	22	0,1	ja (nur GW ohne Anbindung)
9599	*Ephydridae* gen. sp.	x			1					6;9;44;49;82	**D**	0	0	2	2	2	1	keine Aussage möglich
5657	*Ironoquia dubia*	x			1		x			9;37;63;66;75;82;86	**D**	2	2	0	2	7	0.33	ja
18421	*Limnius volckmari*	x			1*	x				9;75;82	**D**	1.6	2	0	2	7	0.34	ja
6583	*Prodiamesa olivacea*	x			3					54;69;82	**D**	0	11	0	11	36	0.31	nein: Änderung von E zu D
7259	*Pseudolimnophila* sp.	x			1					67;82;88	**D**	-	0	0	0	11	0	ja

ID ART	Taxon	beflügelt	Habitat Specialist	Preferenz Crenal	Ausbreitungsfähigkeit	rheophil	limnophil	warm stenotherm	pot. Vork. gr. GW	Literaturkürzel	Ausbreitungsklasse	SI	ST_RC [%]	ST_RU [%]	ST_sum [%]	ST_S B,SO[%]	WQ	Überprüfung: Ausbreitungsklasse passt zu den Ergebnissen der Verbreitungskarten
8753	*Psychodidae* gen. sp.	x			1					9;70;82	**D**	0	0	0	0	18	0	ja
7492	*Ptychoptera* sp.	x			1					9;82;89	**D**	0	4	0	4	31	0.14	ja
6822	*Sialis lutaria*	x			1*		x			9;14;75;82	**D**	2.5	4	4	9	11	0.8	ja (nur GW ohne Anbindung)
6853	*Simulium* sp.	x			2	x				6;55;75;82	**D**	0	18	0	18	22	0.7	nein: Änderung von E zu D
17473	*Agabus didymus*	x			3	x				42;46;48;75;82	**E**	2	4	7	11	4	2.5	yes
11656	*Agabus paludosus*	x			3					6;46;48;52;75;82	**E**	-	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
17492	*Agabus* sp.	x			3					6;46;68;75;82	**E**	0	2	2	4	9	0.5	ja
4260	*Agrypnia varia*	x			3*		x			9;72;75;82;86	**E**	0	0	4	4	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)
17504	*Anacaena limbata*	x			3*		x			9;75;82	**E**	0	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
4415	*Baetis rhodani*	x			3					4;5;8;28;56;60;64;67;82;88	**E**	2.1	2	2	4	13	0.33	ja
4528	*Caenis* sp.	x			2		x			8;9;35;44;56;75;82;87	**E**	2	0	2	2	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)
4530	*Calopteryx splendens*	x			3				x	6;7;8;23;24;27;30;41;75;77;80; 82;88;92;94;96	**E**	2.2	2	2	4	2	2	ja
4585	*Ceratopogonidae* gen. sp.	x			3					9;38	**E**	0	2	7	9	47	0.19	ja
4642	*Chironomidae* gen. sp.	x			3					8;29;49	**E**	0	16	13	29	69	0.42	ja
4644	*Chironomini* gen. sp.	x			3					8;9;49;82	**E**	0	7	4	11	33	0.33	ja
10897	*Chironomus riparius*-agg.	x			3*					8;9;49;82	**E**	0	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich

ID ART	Taxon	beflügelt	Habitat Specialist	Preferenz Crenal	Ausbreitungsfähigkeit	rheophil	limnophil	warm stenotherm	pot. Vork. gr. GW	Literaturkürzel	Ausbreitungsklasse	SI	ST_RC [%]	ST_RU [%]	ST_sum [%]	ST_S B,SO[%]	WQ	Überprüfung: Ausbreitungsklasse passt zu den Ergebnissen der Verbreitungskarten
10900	*Chironomus thummi*-gr.	x			3*					8;9;49;82	**E**	0	2	0	2	2	1	keine Aussage möglich
4705	*Cloeon dipterum*	x			3*		x			5;8;9;12;59;75;82	**E**	2.3	4	9	13	4	3	ja
11165	*Coenagrion puella/pulchellum*	x			3		x			2;3;7;57;27;75;76;82	**E**	0	0	2	2	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)
4723	Coenagrionidae gen. sp.	x			3		x			75;88	**E**	0	4	9	13	2	6	ja
11723	Colymbetinae gen. sp.	x			3					s. *Agabus* (Dytiscidae)	**E**	-	0	4	4	2	2	ja
7726	Culicidae gen. sp.	x			3		x			75;82;88	**E**	0	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
17684	*Cyphon* sp.	x			3		x			9;75;82	**E**	0	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
17749	*Dryops* sp.	x			3		x			9;75;82	**E**	0	0	0	0	4	0	keine Aussage möglich
5124	*Ephemera danica*	x			3					28;33;82	**E**	1.8	2	0	2	4	0.5	keine Aussage möglich
17901	*Haliplus* sp.	x			3		x			1;8;9;13;43;48;75;82	**E**	0	4	4	9	4	2.22	ja
18157	*Hydrobius fuscipes*	x			3		x			6;9;75;82	**E**	0	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
18251	*Hydroporus* sp.	x			3					9;46;82	**E**	0	0	2	2	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)
5588	*Hydropsyche angustipennis angustipennis*	x			3			x		9;37;51;61;67;75;82;83	**E**	2.3	4	7	11	11	1	ja
18321	*Ilybius* sp.	x			3		x			9;75;82	**E**	0	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
5658	*Ischnura elegans*	x			3		x		x	3;7;26;27;40;50;55;57;68;75;76;82;87	**E**	-	0	2	2	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)

ID ART	Taxon	beflügelt	Habitat Specialist	Preferenz Crenal	Ausbreitungsfähigkeit	rheophil	limnophil	warm stenotherm	pot. Vork. gr. GW	Literaturkürzel	Ausbreitungsklasse	SI	ST_RC [%]	ST_RU [%]	ST_sum [%]	ST_S B,SO[%]	WQ	Überprüfung: Ausbreitungsklasse passt zu den Ergebnissen der Verbreitungskarten
18346	*Laccobius* sp.	x			3		x			9;48;75;82;88	**E**	0	7	4	11	9	1.25	ja
5795	*Libellula depressa*	x			3		x			2;7;40;57;75;82;94	**E**	0	0	2	2	4	0.5	ja
19463	*Limnephilus affinis/incisus*	x			3		x	x	x	6;49;58;63;75;82;86	**E**	0	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
5817	*Limnephilus auricula*	x			3		x	x		49;58;75;78;81;82;86	**E**	0	2	0	2	2	1	keine Aussage möglich
5831	*Limnephilus griseus*	x			3		x	x		49;58;63;75;81;82	**E**	0	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
5837	*Limnephilus lunatus*	x			3		x	x		49;58;75;82;86	**E**	0	13	11	24	16	1.57	ja
5841	*Limnephilus rhombicus rhombicus*	x			3		x			49;58;75;63;82	**E**	0	0	0	0	9	0	keine Aussage möglich
5845	*Limnephilus stigma*	x			3		x	x		49;58;63;75;82	**E**	0	0	7	7	4	1.5	ja
6062	*Mystacides azurea*	x			2*		x	x		9;10;51,61;75;78;86	**E**	2.1	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
18467	*Nebrioporus elegans*	x			3	x				9;20;46;75;82	**E**	0	0	2	2	0	-	keine Aussage möglich (weiter geflogen als 5km?)
6403	*Pilaria* sp.	x			1					82;88	**E**	0	7	4	11	36	0.31	nein: Änderung von D zu E
18649	*Platambus maculatus*	x			3					9;18;20;39;46;52;75;82	**E**	2.2	2	0	2	2	1	keine Aussage möglich
6667	*Pyrrhosoma nymphula*	x			3		x			7;9;26;27;57;62;73;75;76;82;84;93	**E**	2	0	4	4	4	1	ja
6795	*Rhypholophus* sp.	x			3					21;82	**E**	0	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
6911	*Stenophylax permistus*	x			3	x				75;82	**E**	-	0	0	0	2	0	keine Aussage möglich
8761	*Stratiomyiidae* gen. sp.	x			3		x			9;75;82	**E**	0	2	4	7	4	1.5	ja

ID ART	Taxon	beflügelt	Habitat Specialist	Preferenz Crenal	Ausbreitungsfähigkeit	rheophil	limnophil	warm stenotherm	pot. Vork. gr. GW	Literaturkürzel	Ausbreitungsklasse	SI	ST_RC [%]	ST_RU [%]	ST_sum [%]	ST_S B,SO[%]	WQ	Überprüfung: Ausbreitungsklasse passt zu den Ergebnissen der Verbreitungskarten
6972	*Tanypodinae* gen. sp.	x			2					6;7;9;49	**E**	0	9	13	22	56	0.4	ja
6977	*Tanytarsini* gen. sp.	x			3					7;9;49;82	**E**	0	9	2	11	42	0.26	ja
7077	*Tipula* sp.	x			1*		x			9;82	**E**	0	0	4	4	11	0.4	nein: Änderung von D zu E
10370	Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp.	x									**x**	0	7	0	7	27		-
8491	Corixidae gen. sp.	(x)									**x**	0	0	0	0	4		-
5299	*Gerris lacustris*	(x)									**x**	-	2	2	4	0		-
12529	*Helophorus* sp.	x									**x**	0	0	0	0	2		-
5545	*Hydrometra gracilenta*	(x)									**x**	-	0	2	2	0		-
5546	*Hydrometra stagnorum*	(x)									**x**	-	2	2	4	0		-
13126	Limnephilini gen. sp.	x									**x**	0	16	11	27	47		-
8483	Limoniidae gen. sp.	x									**x**	0	0	0	0	11		-
6118	*Nepa cinerea*	(x)									**x**	0	2	0	2	7		-
9321	Rhagionidae gen. sp.	x									**x**	0	0	0	0	2		-
8485	Tabanidae gen. sp.	x									**x**	0	0	0	0	11		-
7150	*Velia* sp.	(x)									**x**	-	2	0	2	4		-

Literatur aus Tabelle A1:

Amann E., Brandstetter C.M. & Kapp A. 1994. Käfer am Wasser. Gattungsschlüssel der (semi) aquatischen Käfer Mitteleuropas. Verlag des ersten Vorarlberger Coleopterologischen Vereins, Wien.

Angelibert S. & Giani N. 2003. Dispersal characteristics of three Odonata species in a patchy habitat. Ecography, 36, 13−20.

Askew R.R. 1988. The dragonflies of Europe. Harley Books, Colchester.

Bagge P. 1995. Emergence and upstream flight of lotic mayflies and caddisflies (Ephemeroptera and Trichoptera) in a lake outlet, central Finland. Entomologica Fennica, 6, 91−97.

Bauernfeind E. 1990. Der derzeitige Stand der Eintagsfliegen-Faunistik in Österreich (Insecta: Ephemeroptera). Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich, 127, 61−82.

Bellmann H. 1987. Libellen. J. Neumann Verlag, Melsungen.

Bellmann H. 1988. Leben in Bach und Teich. Pflanzen und Wirbellose der Kleingewässer. Steinbach Naturführer. Mosaik Verlag, München.

Bis B. & Usseglio-Polatera P. 2004. STAR Deliverable N2. Species Traits Analysis. www.eu-star.at/pdf/Deliverable_N2.pdf.

Blanke D. 1990. Zur Ephemeroptera - Plecoptera- und Trichoptera-Fauna des südniedersächsischen Mittelgebirgsbaches Bewer bei Markoldendorf (Kreis Northeim). Braunschweiger Naturkundlicher Schriften, 3, 669−697.

Botosaneanu L. & Malicky H. 1978. Trichoptera. In: Limnofauna Europaea. Eine Zusammenstellung aller die Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie (Ed. J. Illies), pp. 333−359. Vol. 2. Stuttgart, New York, Amsterdam.

Braasch D. & Jakob U. 1976. Die Verwendung von Ephemeropteren (Insecta) der DDR als Indikatoren für Gewässergüte. Entomologische Nachrichten, 20, 101−111.

Brandstetter C.M. & Kapp A. 1995. Die Schwimmkäfer von Voralberg und Liechtenstein. (Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae, Gyrinidae).Verlag des ersten Vorarlberger Coleopterologischen Vereins, Wien.

Brauckmann U. 1987. Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Archiv für Hydrobiologie, 26, 1−355.

Brehm J. & Meijering M.P.D. 1990. Fließgewässerkunde. Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Biologische Arbeitsbücher. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.

Brockhaus T. 1991. Das Vorkommen von Fließwasser -Libellen im Bezirk Chemnitz aus Sicht des Naturschutzes. Libellula, 10, 35−44.

Burmeister E.G. 1984. Auswertung der Beifänge aquatischer Wirbelloser (Macroinvertebrata), aquatischer Wirbeltiere (Vertebrata) und terrestrischer

Wirbelloser (Macroinvertebrata). Berichte Anliegen Natur, 8, 205−212.

Burmeister E.G. 1986. Die Wasserkäferfauna des Naturschutzgebietes Federsee – Eine

Auswertung bisheriger Beobachtungen (Coleoptera, Hydradephaga und aquat. Palpicornia). Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg, 61, 261−275.

Burmeister E.-G. & Reiss F. 1983. Die faunistische Erfassung ausgewählter Wasserinsektengruppen in Bayern (Eintagsfliegen, Libellen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Zuckmücken). Informationsbericht des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft, 8, 1−194.

Bussler H. 1992. Faunistische Dokumentation über die Schwimmkäfer von Augsburg und

Umgebung (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae). Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg, 53, 6−28.

Caspers N. 1980. Die Emergenz eines kleinen Waldbaches bei Bonn. Decheniana-Beihefte, 23, 1−175.

Caspers N. & Stiers H. 1977. Beitrag zur Kenntnis der Plecoptera der Eifel (Insecta:

Plecoptera). Decheniana, 130, 136−150.

Chaput-Bardy A., Lemaire C., Picard D. & Secondi J. 2008. In-stream and overland dispersal across a river network influences gene flow in a freshwater insect, Calopteryx splendens. Molecular Ecology, 17, 3496−3505.

Chaput-Bardy A., Grégoire A., Baguette M., Pagano A. & Secondi J. 2010. Condition and Phenotype-Dependent Dispersal in a Damselfly, Calopteryx splendens. PLoS ONE, 5, 1−7.

Chinery M. 1987. Pareys Buch der Insekten. Ein Feldführer der europäischen Insekten. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin.

Conrad K.F., Willson K.H., Harvey I.F., Thomas C.J. & Sherratt T.N. 1999. Dispersal characteristics of seven odonata species in an agricultural landscape. Ecography, 22, 524−531.

Conze K.J., Menke N. & Olthoff M. 2011. Libellen und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisse einer Studie zu Folgen des Klimawandels am Beispiel der Gestreiften Quelljungfer und der Arktischen Smaragdlibelle. Natur in NRW, 4, 20−26.

Dedecker A., van Melckebeke K., Goethals P. & de Pauw N. 2004. Development of migration models for macroinvertebrates in the zwalm river basin as a tool in river assessment and restoration management. Communications in Applied Biological Sciences, 69, 1−4.

Delette Y.R. & Morvan N. 2000. Dispersal of aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. Freshwater Biology, 44, 399−411.

Deutscher Rat für Landespflege 2009. Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege, 92, 1−159.

Donath H. 1989. Verbreitung und Ökologie der Zweigestreiften Quelljungfer, Cordulegaster boltoni (Donovan, 1807), in der DDR (Insecta, Odonata: Cordulegasteridae). Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde, 16, 97−106.

Dreyer W. 1986. Die Libellen. Das umfassende Handbuch zur Biologie und Ökologie aller mitteleuropäischen Arten mit Bestimmungsschlüssel für Imagines und Larven. Gerstenberg Verlag, Hildesheim.

Ehlert T. 2009. Flugaktivität, Eiablage und Habitatbindung von Kocherfliegen (Trichoptera) an Fließgewässern. Essener Ökologische Schriften, 27, 1−169.

Elliott J.M. 2008. Ontogenetic shifts in drift periodicity and benthic dispersal in elmid beetles. Freshwater Biology, 53, 698−713.

Engelhardt W. 1986. Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? – Pflanzen und Tiere unserer Gewässer in Farbe; eine Einführung in das Leben der Binnengewässer. Franckh´sche Verlagshandlung (Kosmos Naturführer), Stuttgart.

Göthberg A. 1973. Dispersal of lotic Trichoptera from anorth Swedish stream. Aquilo - Series Zoologica, 14, 99−104.

Graf W., Grasser U. & Waringer J. 1995. Trichoptera (Köcherfliegen). In: Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs (Ed. O. Moog). pp.1−41. Herausgegeben im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Havelka P. 1992. Rote Liste gefährdeter Gnitzen (Ceratopogonidae) Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz, 111, 173−175.

Hebauer F. 1974. Über die ökologische Nomenklatur wasserbewohnender Käferarten (Coleoptera). Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen, 23, 87−92.

Heidemann H. & Seidenbusch R. 1993. Die Libellenarten Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exuviensammler. Verlag E. Bauer, Keltern.

Holm A. 1989. Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche) für die Naturräume der Geest und des Östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.

Horion A. 1960. Bemerkungen zur Faunistik der württembergischen Käfer. II. Haliplidae bis Scaphididae. Jahresheft des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg, 115, 315−329.

Illies J. & Botosaneanu L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation ècologique des eaux courantes, considerées surtout du point de vue faunistique. Internationale Verhandlungen für theoretische und angewandte Limnologie, 12, 1−57.

Jacobs W. & Renner M. 1988. Biologie und Ökologie der Insekten. G. Fischer Verlag, Stuttgart.

Janecek B. & Contreras R. 1995. Chironomidae – Unterfamilie Chironominae. In: Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs (Ed. O. Moog). pp.1−13. Herausgegeben im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Kehl S. & Dettner K. 2007. Flight Ability of the Adephagan Water Beetles (Coleoptera, Hydradephaga) of Germany. Entomologie heute, 19, 141−161.

Klausnitzer B. 1971. Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Helodidae. Beiträge zur Entomologie 21, 477−494.

Klausnitzer B. 1984. Käfer in und am Wasser. Ziemsen Verlag, Wittenberg.

Klausnitzer B., Jacob U., Jarisch O., Joost W., Klima F. & Peters G. 1978. Wasserinsekten. Kulturbund der DDR, Zentrale Kommission Natur und Heimat des Präsidialrates, Zentraler Fachausschuss Entomologie, Bautzen.

Klein R. 1984. Einfluß der Gewässergüte und der Wasservegetation auf Vorkommen und Abundanz von Calopteryx splendens, Platycnemis pennipes und Ischnura elegans, an sauerländischen Fließgewässern. Libellula, 3, 7−17.

Klima F. 1994. Die aktuelle Gefährdungssituation der Köcherfliegen Deutschlands (Insecta, Trichoptera). Natur und Landschaft, 69, 511−518.

Koch K. 1989. Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

Kuusela K. & Huusko A. 1996. Post-emergence migration of stoneflies (Plecoptera) into the nearby forest. Ecological Entomology, 21,171−177.

Lehmann U. 1971. Die Chironomiden der Fulda. Systematische, ökologische und faunistische Untersuchungen. Archiv für. Hydrobiolologie – Supplement, 37, 466−555.

Ludwig H.W. 1989. Tiere unserer Gewässer: Merkmale, Biologie, Lebensraum und Gefährdung. BLV-Verlag, München, Wien, Zürich.

Madsen B.L., Bengtson J. & Butz I. 1973. Observations on upstream migration by imagines of some Plecoptera and Ephemeroptera. Limnology and Oceanography, 18, 678−681.

Maibach A. & Meier C. 1987. Verbreitungsatlas der Libellen der Schweiz (Odonata, mit roter Liste). Documenta Faunistica Helveticae, 4, 1−228.

Malicky H. 1987. Anflugdistanz und Fallenfangbarkeit von Köcherfliegen (Trichoptera) bei Lichtfallen. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz, 10, 140−157.

Malzacher P. 1981. Beitrag zur Insekten-Faunistik Südwestdeutschlands: Ephemeroptera – Eintagsfliegen. Mitteilungen Entomologischer Verein Stuttgart, 16, 41−72.

Masters Z., Petersen I., Hildrew A.G. & Ormerod S.J. 2007. Insect dispersal does not limit the biological recovery of streams from acidification. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 17, 375−383.

Mey W. 1993. Kommentiertes Verzeichnis der Köcherfliegen (Trichoptera) der Länder Berlin und Brandenburg. In: Fauna in Berlin und Brandenburg. Schmetterlinge und Köcherfliegen (Eds M. Gerstberger & W. Mey), pp. 135−145. Berlin.

Meyer D. 1987. Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern. AG Limnologie u. Gewässerschutz e.V. & Bund für Umwelt und Naturschutz, Hannover.

Moog O. 1995. Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Müller-Liebenau I. 1969. Revision der europäischen Arten der Gattung Baetis Leach, 1985 (Insekta Ephemeroptera). Limnologische Station Niederrhein in der Max-Plank-Gesellschaft, Krefeld-Hülserberg.

Petersen I, Winterbottom J.H., Orton S, Friberg N., Hildrew A.G., Spiers D.C. & Gurney W.S.C. 1999. Emergence and lateral dispersal of adult Plecoptera and Trichoptera from Broadstone Stream, UK. Freshwater Biology, 42, 401−416.

Pitsch T. & Weinzierl A. 1992. Rote Liste gefährdeter Köcherfliegen (Trichoptera) Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz, 111, 201−205.

Poff N.L., Olden J.D., Vieira N.K.M., Finn D.S., Simmons M.P. & Kondratieff B.C. (2006) Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. Journal of the North American Benthological Society, 25, 730−755.

Reiff N. 1993. Aquatische Makroinvertebraten der ICE-Trassenkartierung; Kommentierte Artenliste. In: Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna (Eds U. Schmedtje & M. Colling). p. 543. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Reiter C. 1993. Beobachtungen zur Autökologie von Ischnura pumilio, Charpentier 1825, und Ischnura elegans, v.d. Linden 1820, in der Umgebung von Freising (Insecta, Odonata). Dragonfly Reseach, 4, 1−151.

Samietz R. 1989. Die Chironomiden – Emergenz von Spitter und Vesser (Diptera). Gesamtemergenz; Diamesinae – Gothaer Emergenz- Untersuchungen im Biosphärenreservat Vessertal Nr. 13. Verhandlungen IX. SIECC Gotha, 1986: 321−324.

Sauer F. 1987. Fliegen und Mücken. Fauna Verlag, Karlsfeld.

Sauer F. 1988. Wasserinsekten. Fauna Verlag, Karlsfeld.

Schmedtje U. 1995. Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken – Beziehungen zwischen der sohlnahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft, 25, 1−156.

Schmedtje U. & Kohmann F. 1992. Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsberichte des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft, 88, 1−274.

Schmedtje U. & Zwick H. 1992. Diptera. Informationsberichte des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft, 88, 229−260.

Schmedtje U. & Colling M. 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Schmidt-Kloiber A. & Hering D. 2012. www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms. www.freshwaterecology.info (Version 5.0).

Schorr M. 1990. Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. Societas Internationalis Odonatologica- Ursus Scientific Publishers, Bilthoven (NL).

Schutte G., Reich M. & Plachter H. 1997. Mobility of the rheobiont damselfly Calopteryx splendens (Harris) in fragmented habitats (Zygoptera: Calopterygidae). Odonatologica, 26, 317−327.

Seitz G. & Weinzierl A. 1991. Köcherfliegen. In: Ökologische Zustandserfassung und Beweissicherung Untere Isar zwischen Ettingen und Isarmünden (Zus.-fas.) (Ed. J. Pfadenhauer), pp. 1−101. TU München, Institut für Landespflege, Freising-Weihnstephan.

Sode A. & Wiberg-Larsen P. 1993. Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook. Freshwater Biology, 30, 439−446.

Stettmer C. 1996. Colonization and dispersal patterns of banded (Calopteryx splendens) and beautiful demoiselles (C. virgo) (Odonata: Calopterygidae) in south-east German streams. European Journal of Entomology, 93, 579−593.

Svensson B.W. 1974. Population movements of adult Trichoptera at a South Swedish stream. OIKOS, 25, 157−175.

Thiele V., Mehl D., Berlin A. & Huijsson L. 1998. Untersuchungen zum Gegenstromwanderungsverhalten aquatischer und zum Gegenstromflug merolimnischer Evertebraten im Bereich von Fischaufstieganlagen in Mecklenburg-Vorpommern (Deutschland). Limnologica, 28, 167−182.

Thomes A. 1987. Auswirkungen anthropogener Veränderungen eines norddeutschen Tieflandbaches auf die Libellenfauna. Limnologica, 18, 253−268.

Timm T. 1993. Einzigartige Biozönose – Erhalt des gering belasteten Wienbaches Herausforderung für den Naturschutz. LÖLF-Mitteilungen, 93, 19−23.

Tobias W. & Tobias D. 1981. Trichoptera Germanica. Bestimmungstafeln für die deutschen Köcherfliegen. Teil I- Imagines. Courier Forschungsinstitut Senckenberg, 49, 1−672.

Van Noordwijk M. 1978. A mark-recapture study of coexisting zygopteran populations. Odonatologica, 7, 353−374.

Vieira N.K.M, Poff N.L., Carlisle D.M., Moulton II S.R., Koski M.L. & Kondratieff B.C. 2006. A database of lotic invertebrate traits for North America: U.S. Geological Survey Data Series 187. http://pubs.water.usgs.gov/ds187- Vieira_2006_InvertTraits Table_v1.txt.

Wagner R. 1978. Ptychopteridae. In: Limnofauna Europaea. A checklist of the animals inhabiting European inland waters with accounts of their distribution and ecology (except Protozoa), (Ed. J. Illies), p. 386. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart, New York.

Wagner R. 1992. Rote Liste gefährdeter Tanzfliegen (Empididae, Unterfamilien Hemerodromiinae und Clinocerinae) Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz, 111, 176−177.

Wagner R. & Gerecke R. (2008) Tanzfliegen (Diptera: Empididae) aus Quellen im Nationalpark Gesäuse (Österreich). Lauterbornia, 63, 77−82.

Ward L. & Mill P. 2007. Long range movements by individuals as a vehicle for range expansion in Calopteryx splendens (Odonata: Zygoptera). European Journal of Entomology, 104, 195–198.

Waringer J.A. 1986. Beitrag zur Kenntnis der Libellenfauna von Wien und Niederösterreich. Libellula, 5, 47−64.

Waringer J.A. 1989. Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donauau (Niederösterreich). Natur und Landschaft, 64, 389−392.

Weinzierl A. & Dorn A. 1989. Stein- und Köcherfliegen – Nachweise entlang der Münchener Isar (Insecta: Plecoptera, Trichoptera). Lauterbornia, 1, 6−22.

Zahner R. 1960. Über die Bindung der Mitteleuropäischen Calopteryx-Arten (Odonata, Zygoptera) an den Lebensraum des Strömenden Wassers II. Der Anteil der Imagines an der Biotopbindung. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 45, 101−123.