

Effekte von Gewässerrenaturierungen auf aquatische und terrestrische Organismengruppen

Kathrin JANUSCHKE¹

¹ Dr. Kathrin Januschke, Universität Duisburg-Essen, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, D - 45141 Essen, kathrin.januschke@uni-due.de

Received: 24.5.2018 Accepted: 30.7.2018, Published: 18.10.2018

Abstract: Effects of river restorations on aquatic and terrestrial organism groups - Natural rivers and their floodplains are characterized by a high number of various habitats and therefore hot spots of biodiversity for aquatic and terrestrial flora and fauna. However, human beings increasingly altered rivers and their floodplains with negative consequences for plants and animals. Due to the Water Framework Directive (WFD; Directive 2000/60/EC) and its aim to improve the ecological status of rivers until 2027, the number of hydromorphological restoration measures strongly increased. Unfortunately, the assessment of river ecosystems mainly focuses on aquatic organism groups. It ignores the importance of intact floodplains and the potential of terrestrial biota in floodplains to indicate habitat conditions. Furthermore, there is a lack of knowledge about the relevance of the factor time for restoration success. This led to the following questions of my PhD thesis:

- How do riparian organism groups respond to hydromorphological restoration measures?
- How do aquatic and riparian organism groups differ in their response to restoration measures?
- How do habitat and species assemblages of the river and the floodplain develop in the first years after restoration and over time?

To answer these questions I conducted three studies. In the first study, I investigated effects of hydromorphological restoration on riparian habitats and organism groups by using the example of ground beetles and floodplain vegetation for a dataset of 24 restoration measures. The second study focuses on pioneer colonization of three aquatic (macroinvertebrates, fish, macrophytes) and two terrestrial (ground beetles, floodplain vegetation) organism groups in recently restored sections of the mountain river Ruhr near Arnsberg. The third study deals with the factor time and successional processes in restored river sections of the mountain river Lahn by analysing effects of restoration on habitats, macroinvertebrates, ground beetles and floodplain vegetation 3 to 5 and 7 to 9 years after restoration measures were applied.

Riparian organism groups, especially ground beetles, showed the strongest responses to restoration measures. Both, ground beetles and floodplain vegetation benefited from the re-establishment of dynamic riparian zones (e.g., open sand and gravel bars) in all studies. Altogether, aquatic and terrestrial organism groups differed in their responses being highest for ground beetles followed by floodplain vegetation, aquatic macrophytes, fish and macroinvertebrates. For these differences, the impact of multiple factors is suggested, e.g., the magnitude of habitat generation, dispersal abilities, presence of source populations and accessibility of restored sections for dispersing species. Riparian organism groups are fast colonizers of restored sections and reflect the temporal development of habitats, e.g., early successional processes. Contrastingly, aquatic organisms need longer time scales for colonisation. For the future, a standardized system for the assessment of restoration measures is needed which considers aquatic and terrestrial organism groups, respective stressors, dispersal abilities and time scales required for colonization.

Keywords: dynamic riparian zones, ground beetles, floodplain vegetation, benthic invertebrates, fish, aquatic macrophytes, pioneer colonization, succession

1 Einleitung

Flüsse und ihre Auen sind einzigartige Ökosysteme und in ihrer natürlichen Form durch eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate charakterisiert (WARD et al. 2002). Dynamische Prozesse in Form von Sedimentumlagerung, die durch das vorherrschende Überflutungsregime gesteuert werden, führen zu einer hohen räumlich-zeitlichen Variabilität der Habitate (WARD et al. 1999; ROBINSON et al. 2002). Dies macht sie zu Hotspots der Biodiversität und zu bedeutenden Lebensräumen für eine Vielzahl speziell angepasster Pflanzen- und Tierarten (WARD et al. 1999; TOCKNER et al. 2009).

Seit dem Mittelalter unterlagen Flüsse und ihre Auen zunehmend der Nutzung durch den Menschen. Sie wurden begradigt, z.B. für die Schifffahrt (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005) und wiesen zusätzlich über Jahrzehnte eine schlechte Wasserqualität auf, die sich jedoch in den letzten Jahrzehnten deutlich verbessert hat. Die Begradigung und Befestigung der Gewässer und ihrer Ufer, der Verlust der Durchgängigkeit im Längsverlauf und veränderte Abfluss- und Sedimentbedingungen sind heutzutage die Hauptfaktoren, die die Entwicklung artenreicher Lebensgemeinschaften in Gewässern negativ beeinflussen. Bundesweit sind ca. 68 % der Gewässer (BMU 2010) und ca. 90 % der Flussauen in Deutschland (BMU & BfN 2009) stark verändert.

Im Jahr 2000 wurde die Europäische Wasser-Rahmenrichtlinie implementiert, mit dem Ziel, alle Grund- und Oberflächengewässer bezüglich chemischer, struktureller und biologischer Bedingungen bis zum Jahr 2027 in einen guten ökologischen Zustand zu bringen. Die Bewertung des ökologischen Zustands der Biologie basiert dabei auf Lebensgemeinschaften von Fischen, Makrozoobenthos, aquatischen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos (HERING et al. 2010). Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie steht die Verbesserung der Gewässerstruktur im Mittelpunkt (EEA 2012), sodass die Anzahl hydromorphologischer Renaturierungsmaßnahmen stetig zunimmt (FELD et al. 2011). Die erwarteten positiven Reaktionen der Organismen bleiben jedoch häufig aus. Vor allem für das Makrozoobenthos sind oft keine oder nur geringe Effekte festzustellen (RONI et al. 2006; JÄHNIG et al. 2010; PALMER et al. 2010), während die Reaktionen von Fischen (LEPORI et al. 2005; CIANFRANI et al. 2009; POFF & ZIMMERMANN 2010) und Makrophyten (PEDERSEN et al. 2007; LORENZ et al. 2012) unter-

schiedlich ausfallen.

Die Gründe für den ausbleibenden Renaturierungserfolg im aquatischen Bereich sind vielfältig und beinhalten häufig Stressoren auf Einzugsgebietsebene, wie z.B. landwirtschaftliche Nutzung oder organische Belastung der Gewässer (PALMER et al. 2010; LORENZ & FELD 2013; SUNDERMANN et al. 2013). Zudem spielen für das Makrozoobenthos und die Fische das Vorhandensein von Wiederbesiedlungsquellen in der Nähe von renaturierten Abschnitten eine entscheidende Rolle für die erfolgreiche Besiedlung renaturierter Abschnitte (STOLL et al. 2013; SUNDERMANN et al. 2011). Studien, die sich mit der Bedeutung des Faktors Zeit für die Wiederbesiedlung von renaturierten Abschnitten beschäftigen und somit über längere Zeiträume durchgeführt wurden, sind bisher kaum vorhanden.

Ufertypische Organismengruppen, wie z.B. Laufkäfer oder Auenpflanzen, sind hinsichtlich des Erfolgs von Renaturierungsmaßnahmen vergleichsweise wenig untersucht. Obwohl die Bedeutung der Auen für aquatische Ökosysteme in Artikel 1 der Wasserrahmenrichtlinie genannt wird, finden Uferlebensgemeinschaften keinerlei Beachtung in der Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern. Allerdings ist das Indikationspotenzial von z.B. Laufkäfern hinreichend bekannt, und verschiedene Studien einzelner Renaturierungsmaßnahmen zeigen deutlich, dass ufertypische Lebensgemeinschaften positiv und sehr schnell auf verbesserte Habitatbedingungen reagieren (TOCKNER et al. 1998; GÜNTHER & ASSMANN 2005; ROHDE et al. 2005; LAMBEETS et al. 2008; JÄHNIG et al. 2009).

Die Ausrichtung von Fließgewässerbewertungen auf die Organismengruppen im Gewässer sowie das fehlende Wissen über die Relevanz des zeitlichen Aspektes für den Erfolg von Renaturierungen führten zu den folgenden drei Fragestellungen meiner Dissertation:

- Welche Effekte haben strukturelle Verbesserungen von Gewässern im Zuge von Renaturierungen auf Organismengruppen der Ufer und Auen?
- Wie unterscheiden sich Organismengruppen im Gewässer und in der Aue hinsichtlich ihrer Reaktionen auf strukturelle Verbesserungen von Gewässern im Zuge von Renaturierungen?
- Wie verändern sich die Habitat- und Artenzusammensetzungen im Gewässer und in der Aue in den ersten Jahren und langfristig nach Durchführung einer Renaturierungsmaßnahme?

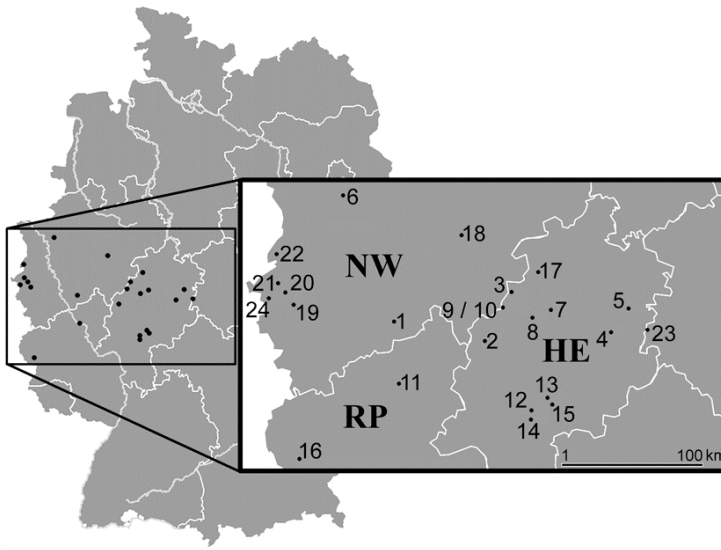


Abb. 1: Lage der Probestellen in Nordrhein-Westfalen, Hessen und Rheinland-Pfalz (aus JANUSCHKE et al. 2011).

Im Hinblick auf die Fragestellungen wurden drei Studien durchgeführt. Die erste Studie untersuchte die Effekte von Fließgewässer-Renaturierungen auf Uferhabitate, Auenvegetation und Laufkäfer anhand von 24 Renaturierungsmaßnahmen. Die zweite und dritte Studie beschäftigten sich mit Habitaten und Organismen im Gewässer und in der Aue in zwei Mittelgebirgsflüssen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten nach Fertigstellung der Renaturierungsmaßnahmen untersucht wurden. Der Fokus der zweiten Studie liegt auf der Pionierbesiedlung renaturierter Abschnitte der Ruhr bei Arnsberg im Vergleich zu einem naturnahen Abschnitt, der sich seit ca. 20 Jahren ungestört entwickelt. In der dritten Studie wurden Renaturierungseffekte an der Lahn nach Zeitspannen von 3 bis 5 und 7 bis 9 Jahren untersucht.

2 Studie 1: Auswirkungen von Fließgewässer-Renaturierungen auf Uferhabitate, Auenvegetation und Laufkäfer

2.1 Probestellen und Methoden

Anhand von 24 renaturierten und 24 stromaufwärts gelegenen nicht-renaturierten Fließgewässerabschnitten in Nordrhein-Westfalen, Hessen und Rheinland-Pfalz (Abb. 1) wurden Renaturierungseffekte auf Uferhabitate, Auenvegetation und Laufkäfer untersucht.

Die Kartierung der Uferhabitate erfolgte entlang von zehn Transekten pro Gewässerabschnitt. Die Transekte reichten jeweils von Böschungsoberkante zu Böschungsoberkante. Die Erfassung der Auenvegetation und der Laufkäfer wurde auf drei der 10 Transekte pro Abschnitt durchgeführt. Bei der Auenvegetation wurden sowohl Vegetationseinheiten als auch Arten innerhalb der Vegetationseinheiten kartiert. Pro Vegetationseinheit wurden auf jeweils 3 Flächen (Flächengröße 2 x 3 m) Pflanzensorten und deren Deckungsgrad kartiert. Die Untersuchung der Laufkäfergemeinschaften erfolgte mit Hilfe von je 6 Barberfallen und 6 Handaufsammlungen pro

Untersuchungsabschnitt. Als Barberfallen wurden Vierkant-Gefäße verwendet (Tiefe 8,5 cm, Öffnungsdurchmesser 4 cm, Volumen 200 ml) und für den Zeitraum von einer Woche im Sommer ebenerdig in den Boden eingegraben. Zum Schutz gegen Regen und Laubeintrag diente ein Dach (Petrischale mit Durchmesser 9 cm). Als Fanglösung wurden pro Falle 100 ml Renner-Lösung (RENNER 1981/82) verwendet. Die Handaufsammlungen erfolgten jeweils auf einer Fläche von 1 m². Innerhalb des Holzrahmens wurden alle auf der Oberfläche, unter Steinen und Laub befindlichen Organismen abgesammelt. Anschließend wurde die Fläche mit Wasser gespült. Die gesamte Prozedur pro 1m² wurde über eine Zeitdauer von 20 Minuten durchgeführt. Auf Grundlage von 18 Indizes, die auf Habitat- und Artenreichtum, Diversität, taxonomische Diversität und funktionale Gruppen abzielten, wurden Häufigkeit und Stärke von positiven und negativen Renaturierungseffekten analysiert.

2.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Anzahl der Uferhabitate war in renaturierten Abschnitten doppelt so hoch wie in nicht-renaturierten. Gleiches zeigte sich auch für den Artenreichtum der Auenvegetation und der Laufkäfer (Abb. 2), wobei Zunahmen in der Diversität am deutlichsten für die Uferhabitate und die Auenvegetation waren.

Die taxonomische Diversität der Laufkäfer war

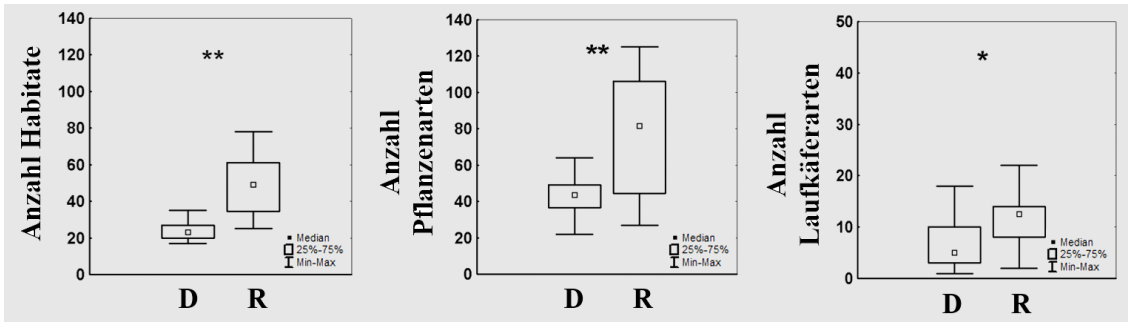


Abb. 2: Vergleich von nicht-renaturierten (D) und renaturierten Gewässerabschnitten (R) bezüglich der Anzahl an Uferhabitaten, Pflanzen- und Laufkäferarten (aus JANUSCHKE et al. 2011).

in renaturierten Abschnitten geringer als in nicht-renaturierten; vor allem uferbewohnende *Bembidion*-Arten dominierten die renaturierten Abschnitte deutlich. Stresstolerante Pionierarten unter den Pflanzen und Laufkäfern profitierten von der Wiederherstellung unbewachsener Sand- und Kiesbänke, während hygrophile Arten nicht auf die Habitatveränderungen reagierten. Das Alter der Renaturierungen hatte keinen Einfluss. Insgesamt zeigten 12 von 18 Indizes höhere Werte in den renaturierten Abschnitten. Bemerkenswert ist dabei, dass 42 % der Pflanzenarten (175 von 418) und 31 % der Laufkäferarten (27 von 87) ausschließlich in den renaturierten Abschnitten gefunden wurden. 10 dieser Laufkäferarten gehören der Gattung *Bembidion* an.

Die Studie macht deutlich, dass die Uferbereiche von Flüssen in renaturierten Abschnitten eine höhere Habitat- und Artenvielfalt als in nicht-renaturierten aufweisen. Renaturierungen haben positive Effekte auf Uferhabitate, Auenvegetation und Laufkäfer. Details zu der Studie sind verfügbar in JANUSCHKE et al. (2011).

3 Studie 2: Aquatische und terrestrische Pionierbesiedlung in renaturierten Abschnitten der Ruhr

3.1 Probestellen und Methoden

Untersucht wurden 6 Abschnitte am Mittelgebirgsfluss Ruhr bei Arnsberg in Nordrhein-Westfalen (Abb. 3): drei renaturierte Abschnitte, die zwischen 2008 und 2011 abschnittsweise auf einer Gesamtlänge von 2,7 km renaturiert wurden, sowie zwei nicht-renaturierte, begradigte Vergleichsabschnitte und ein

naturnaher Abschnitt, der sich seit 1990 ungestört entwickelt.

Über eine Zeitspanne von drei bis fünf Jahren, beginnend im Jahr nach der ersten Renaturierungsmaßnahme, wurden aquatische (Makrozoobenthos, Fische, aquatische Makrophyten) und uferbewohnende Organismengruppen (Laufkäfer, Auenvegetation) erfasst. Die Beprobung der Organismengruppen im Gewässer erfolgte nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, die der Organismengruppen der Aue wie in Studie 1 beschrieben. Für die Analyse von Renaturierungseffekten und zeitlichen Einflüssen wurde die Ähnlichkeit (Bray Curtis) der Artenzusammensetzungen zwischen den nicht-renaturierten Abschnitten, den frisch renaturierten Abschnitten und dem naturnahen Abschnitt mit ungestörter Entwicklung verglichen. Für die Identifizierung charakteristischer Arten erfolgten Indikatorartenanalysen ('multi-level pattern' analysis nach DE CÁCERES et al. 2010).

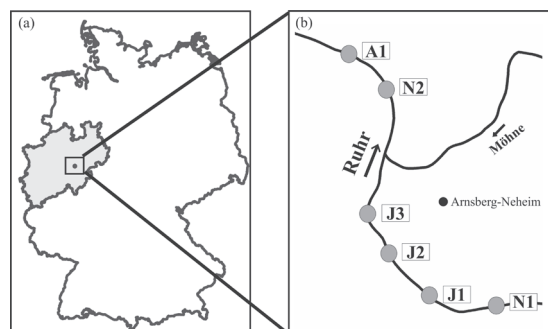


Abb. 3: Lage des Untersuchungsgebietes in Nordrhein-Westfalen (a) und Lage der Probestellen (b) (JANUSCHKE 2018); N1 und N2: nicht-renaturierte, begradigte Vergleichsabschnitte; J1, J2 und J3: zwischen 2008 und 2011 renaturierte Abschnitte; A1: naturnaher Abschnitt mit ungestörter Entwicklung seit 1990.

3.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Ähnlichkeitsanalysen zeigten, dass die Renaturierungseffekte für Laufkäfer am stärksten waren, gefolgt von Auenvegetation und aquatischen Makrophyten; Makrozoobenthos und Fische wiesen in allen Abschnitten sehr ähnliche Lebensgemeinschaften auf. Die Artenzusammensetzungen der renaturierten Abschnitte J1, J2 und J3 unterschieden sich im Vergleich zu den nicht-renaturierten Abschnitten deutlich (Abb. 4), und der Artenreichtum war bei Laufkäfern, Auenvegetation und aquatischen Makrophyten als Reaktion auf die verbesserten Habitatbedingungen höher.

Mit Hilfe der Indikatorartenanalysen konnten zudem charakteristische Artengruppen identifiziert werden (Abb. 4), die in den jeweiligen Abschnitten deutlich höhere Stetigkeiten als andere Artengruppen aufwiesen. Während in den jungen, renaturierten Abschnitten bei Laufkäfern und Auenvegetation eine deutliche Pionierbesiedlung stattfand, führte die ungestörte Entwicklung in Abschnitt A1 zur Entwicklung komplexer Lebensgemeinschaften. Die neu geschaffenen Habitate in den renaturierten Abschnitten, wie z.B. Kiesbänke, wurden direkt von Uferspezialisten der Laufkäfer besiedelt, die aufgrund ihrer Flugfähigkeit ein hohes Ausbreitungspotenzial besitzen.

Die Erstbesiedler unter den Pflanzen waren weit verbreitete Pionier- und Graslandarten, die im direkten Umfeld der renaturierten Abschnitte zahlreich vorhanden waren. Bei den aquatischen Makrophyten

profitierten vor allem Helophyten von der Schaffung flacher Überschwemmungsbereiche; Laichkräuter besiedelten Bereiche mit geringerer Strömungsgeschwindigkeit. In dem naturnahen Abschnitt spiegelten vor allem die Laufkäfer, aber auch die Auenvegetation das vorhandene Habitatmosaik in der Aue, bestehend aus verschiedenen Sukzessionsstadien, wider. Neben Uferspezialisten konnten dort Laufkäferarten mit einem breiteren Habitatspektrum und flugunfähige, also eher ausbreitungsschwache Arten gefunden werden (Tab. 1). Die Auenvegetation wies ein breites Spektrum an konkurrenzstarken, feuchtigkeitsliebenden und ausdauernden Pflanzenarten auf. Für die fehlenden Renaturierungseffekte beim Makrozoobenthos und bei den Fischen können mehrere Faktoren (multiple Stressoren) vermutet werden: eine nur geringe Verbesserung der Substratvielfalt auf der Gewässersohle und das Fehlen von Quellpopulationen in erreichbarer Distanz zu den renaturierten Abschnitten in Verbindung mit einer geringeren Ausbreitungsfähigkeit, die an den Wasserkörper und den Gewässerkorridor gebunden ist. Bei den Fischen, die grundsätzlich eine höhere Ausbreitungsfähigkeit aufweisen, verhindern oft Querbauwerke das Erreichen von renaturierten Abschnitten. Insgesamt profitieren Uferorganismen, aber auch aquatische Makrophyten, kurz- und langfristig von der Verbesserung der Habitatbedingungen. Eine deutliche Verbesserung der Makrozoobenthos- und Fischgemeinschaften benötigt aufgrund Einwirkung verschiedener Faktoren, die außerhalb der renaturierten Abschnitte liegen, längere Zeiträume als betrachtet.

Für die Laufkäfer in den betrachteten Abschnitten der Ruhr besonders bemerkenswert ist das Auftreten von insgesamt 10 Arten (Tab. 2), die in der Roten Liste Nordrhein-Westfalens (HANNIG & KAISER 2010) aufgeführt sind. 9 der 10 Arten wurden ausschließlich in den Renaturierungen erfasst. Darunter sind zwei Arten mit dem Rote-Liste-Status 1: *Elaphropus quadristriatus* und *Thalassophilus longicornis*, von denen insgesamt 15 bzw. 10 Individuen erfasst wurden. Auch die hohen Individuenzahlen in NRW als selten bzw. sehr selten geltender Arten wie z.B. *Bembidion atrocaeruleum* (628 Individuen)

	Junge Renaturierungen (J1, J2, J3)	Naturnaher Abschnitt (A1)	
	Uferspezialisten	Komplexe Zönose	}  + 
	Graslandarten	Komplexe Zönose	
	Helophyten, Laichkräuter	Helophyten, Laichkräuter	} 
	—	—	} Multiple Stressoren
	—	—	

Abb. 4: Zusammenfassende Ergebnisse der Renaturierungseffekte auf Laufkäfer, Auenvegetation, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische in den renaturierten Abschnitten (J1 - J3) und im naturnahen, seit 1990 ungestörten Abschnitt (A1). Erläuterungen im Text.

Nicht renaturierte Abschnitte (N1, N2,)	Renaturierte Abschnitte (J1, J2, J3)	Naturnaher Abschnitt (A1)	Artname
			<i>Harpalus rufipes</i>
			<i>Pterostichus cristatus</i>
			<i>Bembidion dentellum</i>
			<i>Bembidion millerianum</i>
			<i>Bembidion atrocaeruleum</i>
			<i>Bembidion decorum</i>
			<i>Bembidion punctulatum</i>
			<i>Elaphrus riparius</i>
			<i>Bembidion articulatum</i>
			<i>Pterostichus strenuus</i>
			<i>Bembidion schueppelii</i>

Tab. 1: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse für Laufkäfer (JANUSCHKE 2018); 11 von insgesamt 59 Arten besitzen in den jeweiligen Abschnitten eine höhere Stetigkeit als andere Arten.

und *Bembidion millerianum* (91 Individuen) zeigen die hohe naturschutzfachliche Bedeutung von regelmäßig umgelagerten Kies- und Schotterbänken. *Bembidion schueppelii* als sehr seltene Art, die an Sandbänke gebunden ist, wurde ausschließlich in den begradierten Vergleichsabschnitten vorgefunden. Hier profitiert diese Art von dem Auftreten kleiner Sandbänke im Zuge der über die Zeit erodierenden Uferbefestigungen.

Die Studie machte deutlich, dass ufertypische Pionierarten mit hoher Ausbreitungsfähigkeit neu renaturierte Abschnitte sehr schnell besiedeln können. Organismengruppen im Gewässer benötigen dagegen längere Zeiträume für die Ausprägung typischer Lebensgemeinschaften. Für eine differenzierte Analyse von Renaturierungseffekten sollten Gewässerkörper und Ufer als Gesamtsystem betrachtet werden.

Tab. 2: Bemerkenswerte Laufkäferarten, die in der Roten Liste aufgeführt sind, unter Angabe von Rote-Liste-Status und Häufigkeit nach HANNIG & KAISER (2010) sowie Habitatpräferenz nach GAC (2009) (JANUSCHKE 2018).

Art	RL-Status 2010	Häufigkeit in NRW*	Habitatpräferenz nach GAC (2009)	Anzahl in der Studie erfasster Individuen
<i>Amara eurynota</i>	3	mh	kurzlebige Ruderalfluren, Pioniergesellschaften	3
<i>Bembidion atrocaeruleum</i>	3	s	ausschließlich Uferbänke mit Geröll, Schotter, Kies, Sand	628
<i>Bembidion decorum</i>	V	mh	ausschließlich Uferbänke mit Geröll, Schotter, Kies	351
<i>Bembidion millerianum</i>	2	ss	ausschließlich Uferbänke mit Geröll, Schotter, Kies	91
<i>Bembidion monticola</i>	3	s	ausschließlich Uferbänke mit Geröll, Schotter, Kies, Sand, Schluff, Lehm	6
<i>Bembidion obliquum</i>	V	mh	vegetationsreiche Ufer, Sandbänke, Schlamm-/Schlickbänke	1
<i>Bembidion punctulatum</i>	V	mh	ausschließlich Uferbänke mit Geröll, Schotter, Kies, Sand	50
<i>Bembidion schueppelii</i>	3	ss	ausschließlich Sandbänke	9
<i>Elaphropus quadrisignatus</i>	1	ss	Uferbänke mit Geröll, Schotter, Kies, Sand; Roh-, Skelettböden	15
<i>Thalassophilus longicornis</i>	1	es	ausschließlich Uferbänke mit Geröll, Schotter, Kies	10

* Häufigkeit in NRW: mh = mittelhäufig, s = selten, ss = sehr selten, es =extrem selten.

Details zu der Studie sind verfügbar in JANUSCHKE (2018).

4 Studie 3: Sukzession in renaturierten Abschnitten der Lahn – Wirkungen auf Habitate, Artenpool und die funktionale Zusammensetzung dreier Organismengruppen

4.1 Probestellen und Methoden

Anhand von drei renaturierten und jeweils wenige 100 m stromaufwärts gelegenen nicht-renaturierten (degradierten) Vergleichsabschnitten des Mittelge-

birgsflusses Lahn in Hessen (Abb. 5) wurden zeitliche Effekte von Renaturierungen auf Gewässermorphologie, Artenzusammensetzung und funktionale Zusammensetzung des Makrozoobenthos, der Auenvegetation und der Laufkäfer untersucht.

Die Probenahmen fanden 3 bis 5 und 7 bis 9 Jahre nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen statt. Die Kartierungen der Morphologie beinhalteten eine transekt-bezogene Kartierung von Habitaten der Aue und des Gewässers sowie der Substrate auf der Gewässersohle. Die Beprobung des Makrozoobenthos erfolgte nach den Vorgaben der Wasserahmenrichtlinie, die der uferbewohnenden Organismengruppen wie in Studie 1 beschrieben.

4.2 Ergebnisse und Diskussion

Renaturierte Abschnitte wiesen eine höhere Substratvielfalt auf der Gewässersohle auf als nicht-renaturierte, allerdings dominierte das Substrat Grobkies in allen Abschnitten deutlich. Zeitliche Veränderungen der Substratzusammensetzung auf der Gewässersohle konnten nicht festgestellt werden. Die Uferbereiche renaturierter Abschnitte waren durch ein vielfältiges Habitatmosaik bestehend aus Kiesbänken, Inselbereichen und Nebenarmen gekennzeichnet. Die Habitatvielfalt in der Aue war auch 7 bis 9 Jahre nach Fertigstellung der Renaturierung noch vorhanden. Allerdings zeigte sich eine zunehmende Sukzession in Form einer Zunahme vegetationsbestandener Ufer; Kiesbänke waren jedoch noch vorhanden. Insgesamt zeigten die Laufkäfer die stärksten Reaktionen auf die Renaturierungen und die deutlichsten zeitlichen Veränderungen, das Makrozoobenthos die geringsten (Abb. 6).

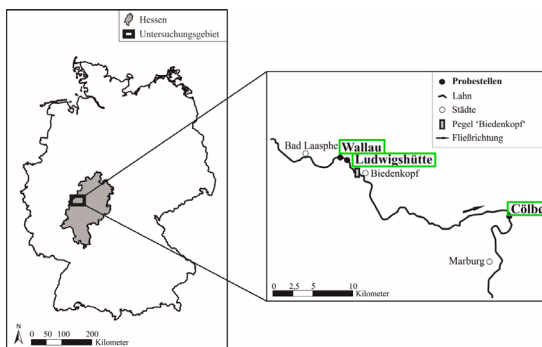


Abb. 5: Lage der Probestellen Cölbe, Ludwigshütte und Wallau an der Lahn in Hessen (verändert nach JANUSCHKE et al. 2014).

3 bis 5 Jahre nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen war der Artenreichtum der Pflanzen und Laufkäfer in den renaturierten Abschnitten höher als in den nicht-renaturierten Abschnitten (Pflanzen $\emptyset = 113$ Arten vs. 45 Arten), Laufkäfer $\emptyset = 16$ Arten vs. 6 Arten). Durch die verbesserte Habitatvielfalt in der Aue wurden zunächst vor allem Laufkäferarten gefördert, die für dynamische Uferbereiche charakteristisch sind (z.B. *Bembidion decorum*, *B. atrocaeruleum*) und Überschwemmungsbereiche präferieren (z.B. *Bembidion dentellum*, *Agonum afrum*). Bei den Pflanzen waren dies für Ruderalflächen typische Arten (z.B. *Carduus crispus*, *Rumex obtusifolius*) und hygrophile Arten (z.B. *Persicaria hydropiper*). 7 bis 9 Jahre nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen erweiterte sich die Laufkäfergemeinschaft um Arten, die das Vorkommen späterer Sukzessionsstadien widerspiegeln (z.B. *Carabus granulatus*). Bei der Auenvegetation beinhaltete die Entwicklung späterer Sukzessionsstadien eine Dominanz konkurrenzstarker Arten (z.B. *Salix* sp.) und insgesamt einen deutlichen Rückgang des Artenreichtums. Der Artenreichtum nahm zwischen den beiden Zeitschnitten für die Laufkäfer zu (16 vs. 22 Arten), für die Auenvegetation hingegen ab (113 vs. 92 Arten). Trotz der insgesamt geringen Reaktionen des Makrozoobenthos konnten in beiden Zeitspannen nach den Renaturierungen Arten vorgefunden werden, die ausschließlich in renaturierten Abschnitten vorhanden waren. 3 bis 5 Jahre nach Renaturierung waren dies anspruchsvollere Arten der Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Coleoptera (Käfer); 7 bis 9 Jahre nach Renaturierung fanden sich Arten der Trichoptera (Köcherfliegen) und Crustacea (Bachflohkrebse), die eine hohe Bedeutung als Zerkleinerer von Laub haben, sowie Phytal-Arten, die auf das Vorhandensein von aquatischen Makrophyten angewiesen sind. Dies deutet auf eine langsam ablaufende Wiederbesiedlung renaturierter Abschnitte hin.

Die zeitlichen Veränderungen funktionaler Gruppen innerhalb der nicht-renaturierten und der renaturierten Abschnitte zeigten beide eine Abnahme dynamischer Prozesse und eine geringere hydrologische Anbindung der Aue über den untersuchten Zeitraum an. Dies lässt auf einen Zusammenhang mit fehlenden Hochwasserereignissen im Jahr vor der zweiten Untersuchung schließen. Dadurch zeigten sich in der Aue Sukzessionsprozesse. Insgesamt wurde die durch Renaturierung geschaffene Habitatvielfalt im Gewässer und in der Aue jedoch aufrechterhalten. Vor allem für die Organismengruppen der Ufer konn-

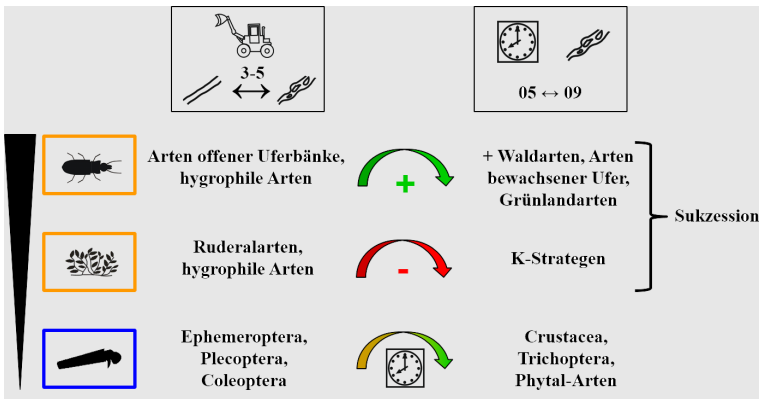


Abb. 6: Zusammenfassende Ergebnisse der Veränderungen in den Lebensgemeinschaften bei Laufkäfern, Auenvegetation und Makrozoobenthos 3 bis 5 Jahre nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen (im Vergleich zu nicht-renaturierten, begradigten Abschnitten) und nach 7 bis 9 Jahren (als zeitliche Veränderung der renaturierten Abschnitte).

te eine Erhöhung des Artenreichtums über die Zeit festgestellt werden, während der Artenreichtum bei der Auenvegetation abnahm; das Makrozoobenthos zeigte eine sehr langsame Besiedlung der neu entstandenen Habitate bei im Mittel gleichbleibendem Artenreichtum.

Die Studie machte deutlich, dass die Habitatvielfalt im Gewässer und in der Aue renaturierter Abschnitte durch dynamische Prozesse und das Auftreten verschiedener Sukzessionsstadien geprägt ist. Wie auch in der zweiten Studie reagierten terrestrische Organismengruppen stärker und schneller auf Habitatverbesserungen im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen als die aquatischen. Details zu der Studie sind verfügbar in JANUSCHKE et al. (2014).

5 Schlussfolgerungen

Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen unterschieden sich vor allem zwischen aquatischen und uferbewohnenden Organismengruppen, aber auch zwischen den einzelnen Organismengruppen. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass diese Unterschiede aus dem Einfluss verschiedener Faktoren resultieren, z.B. dem Ausmaß an Habitatverbesserungen, der Ausbreitungsfähigkeiten der Organismengruppen, dem Vorhandensein von Quellpopulationen und der Erreichbarkeit der renaturierten Abschnitte.

Die untersuchten hydromorphologischen Renaturierungsmaßnahmen zeigten bemerkenswerte positive Effekte auf die Besiedlung der Uferbereiche durch die Laufkäfer und die Auenvegetation. Die Entfernung von Uferbefestigungen, die Schaffung flacher Uferbereiche und damit die Initialisierung von dynamischen Prozessen sind wirksame Maßnahmen, die auch mittel- bis langfristig zu Struktur- und Habitatvielfalt in

der Aue führen. Sie bilden eine wichtige Grundlage für die dortige Artenvielfalt. Vor allem die Gruppe der Laufkäfer, bei denen die uferbewohnenden Arten aufgrund ihrer Flugfähigkeit hochmobil sind, spiegeln die Verbesserung der Strukturvielfalt, aber auch Sukzessionsprozesse deutlich wider. Die Schaffung und das Fortbestehen von Kiesbänken in Mittelgebirgsflüssen, die diese Flüsse in ihrer natürlichen Form charakterisieren, bieten eine wichtige Besiedlungsgrundlage für eine ganze Reihe spezialisierter Laufkäferarten. Die insgesamt schnellen und deutlichen Reaktionen auf Habitatveränderungen machen Laufkäfer zu sehr guten Indikatoren für erfolgreiche Ufer- und Auenrenaturierungen. Auch die Auenvegetation zeigte insgesamt positive Reaktionen auf die Renaturierungsmaßnahmen. Die Besiedlung renaturierter Abschnitte durch Pflanzen war maßgeblich durch die in direkter Nähe vorhandenen Arten bestimmt wird. Dementsprechend kann das Fehlen von typischen Auenpflanzen in erreichbarer Nähe und die durch die menschliche Nutzung stark überprägten Diasporenbanken im Boden degradierter Auen die Entwicklung einer naturnahen Pflanzengesellschaft verzögern. So sind für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung renaturierter Abschnitte durch Auenpflanzen längere Zeiträume zu erwarten, die vor allem in stark überformten Einzugsgebieten durch Initialpflanzungen in Gang gesetzt werden könnten.

Die geringen oder fehlenden Reaktionen des Makrozoobenthos und der Fische in den beiden untersuchten Fallbeispielen lässt auf drei Hauptfaktoren schließen, die eine erfolgreiche Besiedlung erschweren: die geringe Verbesserung der Substratdiversität auf der Gewässersohle, die vergleichsweise geringe Ausbreitungsfähigkeit (v.a. des Makrozoobenthos), da deren Ausbreitung stark an den Wasserkörper und den Gewässerkorridor gebunden ist, sowie das

Fehlen von Quellpopulationen in der Nähe von renaturierten Abschnitten. Im Falle der Fische bilden zudem Querbauwerke Wanderhindernisse. Dementsprechend müssen künftige Renaturierungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen ansetzen. Auf der lokalen Ebene ist eine ausreichende Verbesserung der Habitatvielfalt im Gewässer wichtig. Auf der Einzugsgebietsebene sollte das Vorhandensein von potenziellen Quellpopulationen, aber auch von Stressoren miteinbezogen werden. Im besten Fall sollte eine Vernetzung von Restpopulationen durch Renaturierung und eine Aufwertung des gesamten Einzugsgebiets stattfinden. Renaturierte Abschnitte können dabei als wichtige Trittsteine dienen. Im Gegensatz zum Makrozoobenthos und zu den Fischen zeigten die aquatischen Makrophyten positive Reaktionen auf die untersuchten Renaturierungsmaßnahmen. Aquatische Makrophyten verfügen über eine passive Verbreitungsstrategie über den Wasserkörper, die über längere Distanzen wirkt. Sie profitieren vor allem von der Schaffung flacher Uferbereiche, in denen sich Diasporen anreichern können, vorausgesetzt, dass Quellpopulationen oberhalb des renaturierten Abschnittes vorhanden sind.

Der zeitliche Aspekt stellt einen zusätzlichen Faktor dar, der für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung eine bedeutende Rolle spielt. Die unterschiedlichen Ausbreitungsfähigkeiten von Organismengruppen resultieren in unterschiedlichen Zeitspannen, die für eine Besiedlung neu geschaffener Habitate benötigt werden. Organismengruppen mit hoher Ausbreitungsfähigkeit, wie z.B. Uferlaufkäfer, sind Pionierbesiedler. Einige aquatische Gruppen hingegen benötigen aufgrund ihrer geringeren Ausbreitungsfähigkeit und den Einfluss vielfältiger Stressoren auf größeren räumlichen Skalen längere Zeiträume, um renaturierte Abschnitte zu erreichen. Oft, und im Besonderen im Hinblick auf die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, werden schnelle Erfolge von Renaturierungsmaßnahmen auf aquatische Organismengruppen erwartet, die sich jedoch nur selten zeigen. Dementsprechend ist es wichtig, Bewusstsein für die Wirkung von Faktoren außerhalb der renaturierten Abschnitte sowie für den Faktor Zeit zu schaffen, und renaturierte Abschnitte über längere Zeiträume zu untersuchen.

Darüber hinaus beeinflusst das vorherrschende Abflussregime eines Gewässers die zeitliche Entwicklung von renaturierten Abschnitten. Im Fall von Mittelgebirgsflüssen, die natürlicherweise durch eine hohe Sedimentdynamik und damit durch einen

Wechsel von Verjüngung und Sukzession charakterisiert sind, kann das Fehlen von Hochwasser in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren zu einer zeitweise verringerten Habitatdiversität im Gewässer und der Aue führen. Werden die Untersuchungen von Renaturierungseffekten in dieser Zeit durchgeführt, besteht die Gefahr, dass eine Renaturierung aufgrund kurzfristig zunehmender Sukzessionsprozesse als erfolglos bezeichnet wird. Gerade für politische Entscheidungsträger und Gewässerbeauftragte spielt der potenzielle Erfolg oder Misserfolg einer Renaturierungsmaßnahme im Hinblick auf die zu tragenden Kosten für die Durchführung einer Maßnahme eine wichtige Rolle. Dementsprechend steigt das Interesse nach einem standardisierten Verfahren zur Erfolgskontrolle von Renaturierungen. Für aquatische Organismengruppen wurde dies bereits entwickelt. Für Auen ist dies mittlerweile in Entwicklung (JANUSCHKE et al. 2018).

Die Dissertation (Volltext) steht als Download im Portal „DuEPublico“ der Universität Duisburg-Essen zur Verfügung: [urn:nbn:de:hbz:464-20140711-092900-9](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hbz:464-20140711-092900-9).

Zusammenfassung

Fließgewässer und ihre Auen sind natürlicherweise durch Dynamik und eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate charakterisiert. Dies macht sie zu Hotspots der Biodiversität. Aufgrund der Nutzung durch den Menschen (z.B. Schifffahrt, Landwirtschaft) sind bundesweit jedoch nur noch wenige Gewässer und Auen hinsichtlich ihrer Habitatausstattung in einem guten Zustand mit negativen Folgen für Gewässer- und Auenorganismen. Im Zuge der Umsetzung der EG-Wasserrahmen-Richtlinie und ihrem Ziel, alle Oberflächengewässer bis 2027 in einen guten ökologischen Zustand zu bringen, steigt die Anzahl an hydromorphologischen Renaturierungsmaßnahmen zunehmend. Der Zustand von Gewässerökosystemen wird jedoch allein anhand von aquatischen Organismengruppen bewertet; die Bedeutung von Auenlebensgemeinschaften und ihrem Indikationspotenzial bleiben dabei unberücksichtigt. Darüber hinaus ist im Hinblick auf den Erfolg von Renaturierungen wenig über die zeitliche Entwicklung von Lebensgemeinschaften bekannt. An diesem Punkt setzte meine Arbeit an, in der ich die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf gewässer- und uferbewohnende Organismengruppen untersucht habe. Zusätzlich stand im Fokus, wie sich die Lebensgemeinschaften direkt

nach Umsetzung von Maßnahmen sowie über längere Zeiträume entwickeln.

Insgesamt unterschieden sich aquatische und terrestrische Organismengruppen deutlich im Hinblick auf Renaturierungseffekte. Auenpflanzen und Laufkäfer als uferbewohnende Organismengruppen zeigten in allen Studien die deutlichsten Reaktionen auf die Renaturierungsmaßnahmen, gefolgt von aquatischen Makrophyten, Fischen und dem Makrozoobenthos. Für die uferbewohnenden Gruppen hatte im Besonderen die Schaffung dynamischer Uferzonen in Form von offenen Sand- und Kiesbänken eine hohe Bedeutung. Einerseits sind diese an eine sich dynamisch verändernde Umwelt sehr gut angepasst, andererseits aber auch darauf angewiesen. Die Unterschiede zwischen den Organismengruppen sind auf verschiedene Faktoren zurückzuführen, wie z.B. die Qualität neu geschaffener Habitate, Ausbreitungsvermögen, das Vorhandensein von Quellpopulationen sowie die Erreichbarkeit der renaturierten Abschnitte. Uferbewohnende Organismengruppen sind schnelle Besiedler von renaturierten Abschnitten und spiegeln Habitatbedingungen und deren zeitliche Entwicklung, z.B. in Form von Sukzessionsprozessen, deutlich wider. Im Gegensatz dazu benötigen aquatische Organismengruppen längere Zeiträume für eine Besiedlung. Zukünftig sollte ein standardisiertes System für die Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen erarbeitet werden, das aquatische und terrestrische Organismengruppen, jeweilige Stressoren und Einflussfaktoren, Ausbreitungsfähigkeiten berücksichtigt und für eine Besiedlung benötigte Zeiträume abzuschätzen versucht.

Danksagung

Zunächst bedanke ich mich beim Vorstand der GAC und der weiteren Gutachter für die Verleihung des Müller-Motzfeld-Preises. Die umfangreichen Daten, die ich in dieser Arbeit ausgewertet habe, wurden im Rahmen verschiedener Projekte erhoben. Demnach geht mein Dank an das Bundesamt für Naturschutz (BfN), den Deutschen Rat für Landespflanze (DRL) und die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) als Förderer der Projekte, an das Regierungspräsidium Gießen und die Bezirksregierung Arnsberg als Unterstützer der Projekte sowie an die Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung (Außenstelle Gelnhausen) für die gemeinsame Datenerhebung für die Studie 1. Darüber hinaus danke ich den Betreuern meiner Dissertation Prof. Dr. Daniel Hering (Univer-

sität Duisburg-Essen) und PD Dr. Jost Borchering (Universität Köln), den zahlreichen Freilandhelfern in der Abteilung Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen sowie Karsten Hannig (Waltrop), Dr. Sonja Jähnig (IGB Berlin), Dr. Stefan Brunzel (FH Erfurt), Dr. Thomas Korte (Emschergenossenschaft) sowie Markus Paster (Limaes GmbH) und der NZO GmbH (Bielefeld) als externe Unterstützer.

Literatur

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Water Resource Management in Germany - Part 2 Water quality. - 144 S.; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) & BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2009): Auenzustandsbericht - Flussauen in Deutschland. - 36 S.; Berlin.
- CIANFRANI, C.M., SULLIVAN, S.M.P., HESSON, W.C. & M.C. WATZIN (2009): Mixed stream channel morphologies: implications for fish community diversity. - *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 147-156.
- EEA (European Environment Agency) (2012): European waters - Assessment of Status and Pressures. - 97 S.; EEA Report No.8, EEA, Copenhagen.
- DE CÁCERES, M., LEGENDRE, P. & M. RETTI (2010): Improving indicator species analysis by combining groups of sites. - *Oikos* 119: 1674-1684.
- FELD, C.K., BIRK, S., BRADLEY, D.C., HERING, D., KAIL, J., MARZIN, A., MELCHER, A., NEMITZ, D., PEDERSEN, M.L., PLETTERBAUER, F., PONT, D., VERDONSCHOT, P.F.M. & N. FRIBERG (2011): From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. - *Advances in ecological research* 44: 119-210.
- GAC (Gesellschaft für Angewandte Carabidologie) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands - Wissensbasierter Katalog. - *Angewandte Carabidologie Supplement* 5. 45p.
- GÜNTHER J. & T. ASSMANN (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). - *Biodiversity and Conservation* 14: 1583-1606.
- HANNIG, K. & M. KAISER (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Laufkäfer - Carabidae - in Nordrhein-Westfalen. 2. Fassung, Stand Oktober 2011. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 15 S.
- HERING, D., BORJA, A., CARSTENSEN, J., CARVALHO, L., ELLIOTT, M., FELD, C.K., HEISKANEN, A.-S., JOHNSON, R.K., MOE, J., PONT, D., SOLHEIM, A.L. & W. VAN DE BOUND (2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. - *Science of The Total Environment* 408: 4007-4019.
- JÄHNIG, S.C., BRUNZEL, S., GACEK, S., LORENZ, A.W. & D. HERING (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. - *Journal of Applied Ecology* 46: 406-416.
- JÄHNIG, S.C., BRABEC, K., BUFFAGNI, A., ERBA, S., LORENZ, A.W., OFENBÖCK, T., VERDONSCHOT, P.F.M. & D. HERING (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., BRUNZEL, S., HAASE, P. & D. HERING (2011): Effects of stream restorations on riparian mesohabitats, vegetation and carabid beetles. - *Biodiversity and Conservation* 20: 3147-3164.
- JANUSCHKE, K., JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W. & D. HERING (2014): Mountain river restoration measures and their success(ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. - *Ecological indicators* 38: 243-255.
- JANUSCHKE, K. (2018): Pionierbesiedlung und Sukzession in renaturierten Fließgewässerabschnitten der Ruhr. - In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & G. Egger (Hrsg.): *Biodiversität der Flussauen Deutschlands*: S. 325-336; *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 163; Bundesamt für Naturschutz, Bonn Bad Godesberg.
- JANUSCHKE, K., JACHERTZ, H. & D. HERING (2018): Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung. - 86 S.; BfN-Skripten 484; Bundesamt für Naturschutz, Bonn Bad Godesberg.
- LAMBEETS, K., HENDRICKX, F., VANACKER, S., VAN LOOY, K., MAELFAIT, J.-P. & D. BONTE (2008): Assemblage structure and conservation value of spiders and carabid beetles from restored lowland river banks. - *Biodiversity & Conservation* 17: 3133-3148.
- LEPORI, F., PALM, D., BRAENNAES, E. & B. MALMQVIST (2005): Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? - *Ecological Applications* 15: 2060-2071.
- LORENZ, A.W., KORTE, T., SUNDERMANN, A., JANUSCHKE, K. & P. HAASE (2012): Macrophytes respond to reach-scale river restorations. - *Journal of Applied Ecology* 49: 202-212.
- LORENZ, A.W. & C.K. FELD (2013): Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. - *Hydrobiologia* 704: 489-501.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) *Freshwater Ecosystems*. - In: *Ecosystems and Human Well-Being: Policy responses: Findings of the responses of working groups*: S. 213-255; Chapter 7; Island Press, Washington, DC.
- PALMER, M.A., MENNINGER, H.L. & E.S. BERNHARDT (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? - *Freshwater Biology* 55: 205-222.
- PEDERSEN, M.L., FRIBERG, N., SKRIVER, J., BAATTRUP-PEDERSEN, A. & S.E. LARSEN (2007): Restoration of Skjern River and its valley - Short-term effects on river habitats, macrophytes and macroinvertebrates. - *Ecological Engineering* 30: 145-156.
- POFF, N.L. & J.K.H. ZIMMERMAN (2010): Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. - *Freshwater Biology* 55: 194-205.
- RENNER, K. (1981/82): Coleopterenfänge mit Bodenfallen am Sandstrand der Ostseeküste, ein Beitrag zum Problem der Lockwirkung von Konservierungsmitteln. - *Faun.-ökol. Mitt.* 5: 137-146.
- ROBINSON, C.T., TOCKNER, K. & J.V. WARD (2002): The fauna of dynamic riverine landscapes. - *Freshwater Biology* 47: 661-677.
- ROHDE, S., SCHÜTZ, M., KIENAST, F. & P. ENGLMAIER (2005): River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species. - *River Research and Applications* 21: 1075-1094.
- RONI, P., BENNETT, T., MORLEY, S., PESS, G.R., HANSON, K., VAN SLYKE, D. & P. OLMSTEAD (2006): Rehabilitation of bedrock stream channels: the effects of boulder weir placement on aquatic habitat and biota. - *River Research and Applications* 22: 967-980.
- STOLL, S., SUNDERMANN, A., LORENZ, A.W., KAIL, J. & P. HAASE (2013): Small and impoverished regional species pools constrain colonisation of restored river reaches by fishes. - *Freshwater Biology* 58: 664-674.
- SUNDERMANN, A., STOLL, S. & P. HAASE (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. - *Ecological Applications* 21: 1962-1971.
- SUNDERMANN, A., GERHARDT, M., KAPPES, H. & P. HAASE (2013): Stressor prioritisation in riverine ecosystems: Which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? - *Ecological Indicators* 27: 83-96.
- TOCKNER, K., SCHIEMER, F. & J.V. WARD (1998): Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. - *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 71-86.
- TOCKNER, K., LORANG, M.S. & J.A. STANFORD (2009): River flood plains are model ecosystems to test general hydrogeomorphic and ecological concepts. - *River Research and Applications* 26: 76-86.
- WARD, J.V., TOCKNER, K. & F. SCHIEMER (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. - *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 125-139.
- WARD, J.V., TOCKNER, K., ARSCOTT, D.B. & C. CLARET (2002): Riverine landscape diversity. - *Freshwater Biology* 47: 517-539.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Angewandte Carabidologie](#)

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: [12](#)

Autor(en)/Author(s): Januschke Kathrin

Artikel/Article: [Effekte von Gewässerrenaturierungen auf aquatische und terrestrische Organismengruppen 37-47](#)