

Strategien zur effektiven Renaturierung von Fließgewässern



1 Hintergrund

Weltweit zählen Süßwasserökosysteme zu den am stärksten veränderten Lebensräumen. Unsere Fließgewässer wurden in der Vergangenheit begradigt, befestigt oder anderweitig strukturell verändert. Zudem sind die Gewässer auch heute noch vielfältigen negativen Einflüssen ausgesetzt. Zu den negativen Einflüssen, die als Stressoren bezeichnet werden, zählt unter anderem der Eintrag von Stoffen, sowohl über diffuse Eintragungspfade (Landnutzung) als auch aus Punktquellen (z.B. kommunale Kläranlagen, Mischwasserentlastungen). Die strukturelle Veränderung in Kombination mit der stofflichen Belastung der Gewässer führt in vielen Fällen nicht nur zu einer nachhaltigen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit (z.B. der Selbstreinigungskraft), sondern häufig auch zu einem massiven Biodiversitätsverlust (Geist 2011). Derzeit werden rund 90% aller Oberflächenwasserkörper in Deutschland als ökologisch nicht intakt eingestuft (BMUB/UBA 2016).

Um diesen Defiziten entgegen zu wirken, werden seit etwa 20 Jahren verstärkt Anstrengungen unternommen, die Gewässer wieder in einen naturnäheren Zustand zu überführen. Maßgeblich mitverantwortlich für diese Entwicklung ist die seit dem Jahr 2000 geltende Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), in deren Rahmen europaweit Fließgewässer renaturiert wurden und werden. Dieser Trend lässt sich nicht zuletzt an der exponentiell steigenden Zahl von wissenschaftlichen Publikationen zum Thema *Freshwater restoration* eindrucksvoll belegen (Abbildung 1). Viele der bisher umgesetzten Renaturierungsprojekte zielten in erster Linie auf die Rekonstruktion eines natürlichen Gewässerverlaufs mit einer einhergehenden Verbesserung der Morphologie ab. Beispielsweise wurden Flüsse wieder verzweigt, Steinschütten und Querbauwerke entfernt, Totholz als wichtiges

Strukturelement in die Gewässer eingebracht oder andere Maßnahmen ergriffen, um die Vielfalt der Lebensräume zu erhöhen (Palmer et al. 2009, Lorenz et al. 2009).

Tatsächlich kann durch entsprechende Renaturierungsmaßnahmen eine deutliche Verbesserung des morphologischen Gewässerzustands erreicht werden (Haase et al. 2013, Sundermann et al. 2011). Gewässeraufweitungen beispielsweise haben zudem positive Auswirkungen insbesondere auf die Vegetation der Auen und die dort lebenden Laufkäfer (Januschke et al. 2011) sowie in den semi-terrestrischen Bereichen auf die Makrophyten (Lorenz et al. 2012). Nicht zuletzt dokumentieren wissenschaftliche Studien eine deutlich positive Wirkung auf den Menschen (Haase et al. 2015).

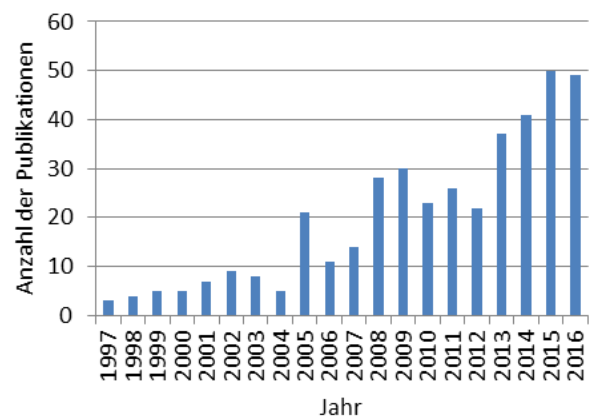


Abbildung 1: Anzahl der Veröffentlichungen zum Themenkomplex Renaturierung von Fließgewässern zwischen 1997 und 2016 im Web of Science (Stichworte: *ecological, freshwater, restoration*).

Allerdings geht die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen nicht automatisch mit einer Verbesserung der ökologischen Integrität der Fließgewässer einher. Konkret führten die umgesetzten Renaturierungen häufig nicht oder nur ansatzweise zu einer Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse nach WRRL. So konnten Schmutz et al. (2016) nur relativ geringe positive Effekte auf Fische feststellen, wobei sich die verbesserte Situation weniger auf eine generelle Zunahme der Fischarten, sondern vielmehr auf eine gestiegene Abundanz einzelner Fischtaxa bezieht (Kail et al., 2015). Sehr wenig positive Veränderung im Vergleich zum Zustand vor der Renaturierung ließ sich bei bodenlebenden Wirbellosen, dem Makrozoobenthos (MZB), beobachten (Friberg et al. 2013, Haase et al. 2013, Sundermann et al. 2011, Verdonschot et al. 2015, Leps et al. 2016). Nur vereinzelt traten beispielsweise Rote-Liste-Arten in den renaturierten Abschnitten auf. Der Grund dafür, dass diese positiven Veränderungen sich (noch) nicht in den Bewertungsverfahren widerspiegeln kann ggf. mit dem derzeit angewendeten Bewertungsverfahren in Zusammenhang stehen, beispielsweise sind die Werte für den Rheo-Index nach einer Gewässerbettaufweitungen häufig schlechter.

Insgesamt legen diese Befunde jedoch nahe, nach Hemmnissen zu suchen, die einer erfolgreichen Renaturierung entgegen wirken. Erst das Wissen dieser Hemmnisse lässt die Entwicklung neuer Renaturierungsstrategien zu, die tatsächlich zu einer Aufwertung der terrestrischen, semi-aquatischen und aquatischen Biozönosen und somit letztlich zum guten ökologischen Zustand der Gewässer führen.

2 Erfolgshemmende Faktoren im Zuge der Renaturierung

Im Rahmen einer umfangreichen Meta-Analyse wurden jüngst 813 hauptsächlich in Europa umgesetzte Renaturierungsprojekte hinsichtlich ihrer Ziele und Erfolge evaluiert (Friberg et al. 2016, Ergebnisse des EU-Projektes „REFORM“ *REstoring rivers FOR effective catchment Management*, <http://reformrivers.eu/>). Die Autoren identifizieren vier Hauptfaktoren, die häufig einer erfolgreichen Renaturierung degradierter Gewässerabschnitte entgegen wirken:

- **Großräumig wirkende Prozesse** auf Ebene des Einzugsgebietes (Landnutzung und der damit verbundene **Eintrag von Nähr- und Schadstoffen** sowie von **Feinsedimenten**) werden bei Renaturierungsprojekten nicht ausreichend berücksichtigt. Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie bzw. der hydrologischen Situation werden oftmals zu kleinräumig, ohne Kenntnis der Gegebenheiten im Einzugsgebiet geplant und umgesetzt.
- **Natürliche Abflussgegebenheiten** und der damit verbundene Sedimenttransport werden häufig nur unzureichend bei der Planung und in der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen beachtet.
- **Quellpopulationen**, von denen aus renaturierte Abschnitte wiederbesiedelt werden können, **fehlen** bzw. kommen oft in nicht hinreichender Entfernung zum renaturierten Abschnitt vor. Zudem wirken Dispersionsbarrieren (unpassierbare Abstürze wie etwa Wehre) einer erfolgreichen Wiederbesiedlung renaturierter Gewässerabschnitte entgegen.
- Relevante und wichtige **Habitats** für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung werden im Rahmen der Renaturierungsmaßnahme **nicht ausreichend angelegt**.

Neben diesen vier Punkten besteht häufig das Problem, dass für die Umsetzung von Maßnahmen **nicht ausreichend Flächen** am Gewässer zu Verfügung stehen.

3 Die Zukunft der Fließgewässerrenaturierung

Die Identifizierung der erfolgshemmenden Faktoren für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung renaturierter Gewässerabschnitte verdeutlicht folgendes: Natürliche Gewässerökosysteme sind gekennzeichnet durch eine Vielzahl hydrologischer und morphologischer Gegebenheiten, die wiederum mit komplexen Lebensstrukturen interagieren. Die Charakterisierung dieser Zusammenhänge erfordert eine intensive Zusammenarbeit verschiedener Fachdisziplinen, beispielsweise von Hydrologen, Geomorphologen oder auch Ökologen. Erst das Verstehen der Zusammenhänge ermöglicht eine bessere Kommunikation zwischen Politikern bzw. den Verwaltungsbehörden und den Akteuren örtlicher Interessensgruppen, beispielsweise aus den Bereichen Landwirtschaft, Naturschutz, Freizeit, Wassermanagement (Letcher und Guipponi, 2005), was wiederum die Beteiligung von Sozioökologen und gegebenenfalls auch Ökonomen verlangt.

3.1 Holistischer und prozessorientierter Ansatz

Friberg et al. (2016) beschreiben vier Grundregeln zur Steigerung der Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen:

- 1) Berücksichtigung von **tiefgreifenden Ursachen**, die für die Veränderung der Fließgewässer-Ökosysteme verantwortlich sind. Dazu zählt beispielsweise die Erfassung des hydrologischen Regimes. Natürliche Abflussregime sind bedeutende Einflussgrößen auf die Fließgewässerrenaturierung, und der Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen ist besonders dort hoch, wo die natürlichen Abflussdynamiken berücksichtigt worden sind. Ebenso wichtig ist die Beachtung funk-

tionaler Aspekte in einem Fließgewässer, um zu verhindern, dass lokal Habitate geschaffen werden, die aufgrund der natürlich stattfindenden Prozesse nicht von Dauer sind (Beechie et al. 2010). Werden Erosion-Sedimentations-Prozesse zugelassen und - falls es der finanzielle Rahmen erlaubt - auch Fließgewässer neu anlegt, werden in der in der Regel größere Effekte erzielt, als wenn lokal lediglich Holz oder Kies als strukturgebende Elemente in das Gewässer gegeben werden. Die Berücksichtigung tiefgreifender Ursachen erfordert das Verständnis von Prozessen, die die Fließgewässer-Ökosysteme beeinflussen und zusätzlich die Kenntnis der durch den Menschen verursachten Wirkungen auf Ökosystemprozesse. Eine Wiederherstellung der natürlichen Prozesse, der hydromorphologischen und chemischen Bedingungen führt dann zum maximalen Erfolg der Maßnahme.

- 2) Anpassung der jeweiligen Renaturierungsmaßnahme an den maximal erreichbaren Zustand des Gewässers (**River Restoration Potential**). Letzterer gibt vor, bis zu welchem Zustand sich ein renaturiertes Gewässer entwickeln kann und stellt zugleich das maximal erreichbare Ziel einer Renaturierung dar.
- 3) Anpassung des Ausmaßes der Renaturierung an die jeweilige **Raumskala**. Falls die Ursache der Degradation auf lokaler Ebene (z.B. Fehlen der Ufervegetation) liegt, können Korrekturen hier leicht umgesetzt werden. Liegen die Ursachen für die Degradation aber auf Ebene des Einzugsgebietes (z.B. Eintrag von Nähr- oder Schadstoffen infolge von *run-off*) sind Maßnahmen auf der Einzugsgebietsebene notwendig (z.B. Anlegen von Gewässerrandstreifen über eine längere Strecke).
- 4) Abschätzung **langfristig zu erwartender Ergebnisse** der Renaturierung. Eine prozessorientierte Renaturierung erfordert oft einen größeren Zeitraum zwischen der Umsetzung der Maßnahme und dem Auftreten des definitiven Ergebnisses. Dies kann mehrere Jahre (>10) in Anspruch nehmen (Leps et al. 2016).

Bei zukünftigen Renaturierungsvorhaben sollten daher unterschiedliche zeitliche und vor allem räumliche Skalen (*catchment scale*, *site scale*) berücksichtigt werden.

3.2 Planung auf Einzugsgebietsebene

Bei der Planung von Renaturierungsvorhaben auf Ebene des Einzugsgebietes (*catchment scale*) werden physikalische, chemische und biologische Zusammenhänge im Längskontinuum sowie in der lateralen Konnektivität zwischen dem Fluss und den semi-aquatischen Systemen sowie dem Umland erfasst, so dass davon auszugehen ist, dass sich positive Effekte auch auf kleinere Skalen (beispielsweise einzelne Flussabschnitte) auswirken. Weiter-

hin ist die Betrachtung der Ebene des Gewässereinzugsgebietes geeignet, um den Eintrag von Nährstoffen und toxisch wirkenden Substanzen zu begrenzen. Konkret wird der Ist-Zustand anhand chemischer und biologischer Qualitätsmerkmale ermittelt sowie der maximal erreichbare Zustand, den das Fließgewässer(system) erreichen kann (*River Restoration Potential*), beschrieben.

3.3 Planung auf lokaler Ebene

Auf Basis dieses maximal erreichbaren Zustands wird auf lokaler, kleinskaliger Ebene (*site scale*) das Projekt geplant und konkretisiert. Maßnahmen, wie das Anlegen von Uferschutzstreifen zur Reduktion der Einträge von Nähr- und Schadstoffen, können somit besser auf der regionalen Ebene geplant und umgesetzt werden. Uferstreifen mit Büschen und Gehölzen sind sehr gut zur Reduktion der Sediment- und Stoffeinträge (Hines und Hershey, 2011) sowie der Wassertemperaturen geeignet (Kristensen et al. 2015) und tragen insgesamt zur Verbesserung der Habitatstrukturen bei (Kail et al. 2007). In jedem Fall sollte eine wissenschaftliche Begleitung (biologisches und chemisches Monitoring) der Projekte gewährleistet sein, da nur so erfolgreich durchgeführte Projekte identifiziert werden können (Hammond et al. 2011).

3.4 Bedeutung der Raumskalen bei der Priorisierung und Planung von Maßnahmen

Welche Maßnahmen sind also in welcher Reihenfolge sinnvollerweise umzusetzen, damit das Gewässer samt Flora und Fauna maximal profitieren kann? Eine Antwort auf diese Frage geben Friberg et al. (2016). Falls ein Gewässer eine veränderte Hydrologie aufweist, steht die Wiederherstellung eines natürlichen hydrologischen Regimes an erster Stelle. Ökologische Schlüsselfaktoren, die durch entsprechende Maßnahmen profitieren, sind Temperatur- und Fließregime sowie die Substratvariabilität (Tabelle 1). Die nächsten, in der Hierarchie aufzuhebenden Stressoren sind diffuse Einträge und Einträge aus Punktquellen. Die Reduktion von Einträgen bewirkt eine Vielzahl positiver Effekte, u.a. die Verbesserung der Wasserqualität durch eine Reduktion von Nähr- und Schadstoffen. Erst wenn die Hydrologie (wieder) naturnah ist und diffuse Einträge und Einträge aus Punktquellen auf ein erträgliches Maß reduziert sind, können strukturelle Maßnahmen ihre volle Wirkung erzielen. Friberg et al. (2016) nennen Maßnahmen, die mit abnehmender Priorität umzusetzen wären: die Wiederherstellung des natürlichen Flusslaufes, die Aufhebung von Kanalisierung und Uferdegradation, die Umsetzung schonender Gewässerunterhaltung, den Rückbau von Dämmen und Querbauwerken sowie die Aufhebung der Habitatdegradation (Tabelle 1).

Tabelle 1: Priorisierung von Maßnahmen auf unterschiedlichen Skalen (aus Friberg et al. 2016).

Ökologische Schlüsselfaktoren											
Stressoren Einzugsgebiet (weiß), Fließstrecke (hellgrau), Probestelle(dunkelgrau)	Priorität	Temperaturregime	Lichtregime	Fließregime	Substratvariabilität	Organisches Material	Sauerstoffregime	Nährstoffe	Salinität	Schadstoffe	Konnektivität
Veränderte Hydrologie	1	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Diffuse Einträge	2	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Punkteinträge	3	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Flusslaufänderungen	4	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Kanalisation	5	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Uferdegradation	6	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Gewässerunterhaltung	7	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Dämme, Querbauwerke	8	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Habitatdegradation	9	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Die Priorisierung der Maßnahmen darf allerdings nicht als bindend verstanden werden. Renaturierungen, auch wenn sie primär auf kleinräumiger Ebene umgesetzt werden, sind grundsätzlich sinnvoll. Der positive Effekt dieser Maßnahme ist allerdings erst dann messbar höher, wenn zuvor Stressoren mit höherer Priorität, z.B. auf der Ebene des Einzugsgebietes oder auf der Ebene der Fließstrecke, aufgehoben wurden.

3.5 Das „Niddaknie“ als Beispiel für eine erfolgreiche Renaturierung

Prominentes und positives Beispiel für eine gelungene Verbesserung der Gewässerstruktur und Reaktivierung der fließwasserbedingten Gewässerdynamik ist die Nidda im Bereich des „Nidda-Knies“ (Bad Vilbel-Dortelweil).

Die Nidda entspringt in einem Hochmoor im Vogelsbergkreis und mündet nach 89,7 km im Frankfurter Stadtteil Höchst in den Main. Das Einzugsgebiet beträgt 1942 km². Mit Beginn des 20. Jahrhundert wurde die Nidda zunehmend morphologisch degradiert, so dass das Fließgewässer über weite Strecken kanalartige Strukturen aufwies und vielfach Abwasser führte. Erst Mitte der 1970er Jahre begann allmählich ein Umdenken, das zunächst zum Bau von Kläranlagen und ersten strukturellen Aufwertungen der Nidda im Bereich von Bad Vilbel Mitte der 1980er Jahre führte. Ab Anfang der 1990er Jahre wurde der Rückbau morphologisch degradiertes Abschnitte konsequenter vorangetrieben.

Nach längeren Planungen wurden die Arbeiten (Aufweitung der Gewässerparzelle, Zurückverlegung des Hochwasserschutzdammes, Rückbau der vorhandenen Steinbefestigungen im unteren Böschungsbereich, Gestaltung der Ufer mit unterschiedlichen Böschungsneigungen, Einbau

von Buhnen und Leitwerken) auf einer Länge von 450 m umgesetzt und im Frühjahr 2001 abgeschlossen (Kosten etwa 253.000 €). Durch die Maßnahmen konnte die Nidda das vorhandene Geschiebedefizit im Bereich der Renaturierungsstrecke und teilweise auch flussabwärts ausgleichen. In der Folge entstanden Kiesbänke, Inseln und weitere Strukturen, die nicht nur als Reproduktionszonen und Juvenilhabitate für Wirbellose und Fische dienen, sondern auch als Biotop für Vögel.

Weitere Strukturmaßnahmen schließen sich direkt an (Biotopverbesserung der Nidda in der Ortslage Dortelweil (2001) bis hin zur Verlegung der Nidda in ihren ursprünglichen Verlauf unterhalb der Ortslage Gronau (2015). Aktuell sind weitere Renaturierungsmaßnahmen im Stadtgebiet von Karben geplant. Die Nidda konnte bis heute in diesem Bereich durchgehend auf einer Länge von über 6 km renaturiert werden (Abbildung 3). Dabei betrifft die Renaturierung nicht nur das Fließgewässer selbst, sondern in weiten Teilen auch dessen Auenbereiche, die sich infolge des wieder zur Verfügung gestellten Raumes entwickeln können. Insgesamt zeigen diese großräumigen und umfangreichen Maßnahmen im Bereich des „Nidda-Knies“ sehr positive Wirkungen auf Fischnährtiere, Fische und Vögel.

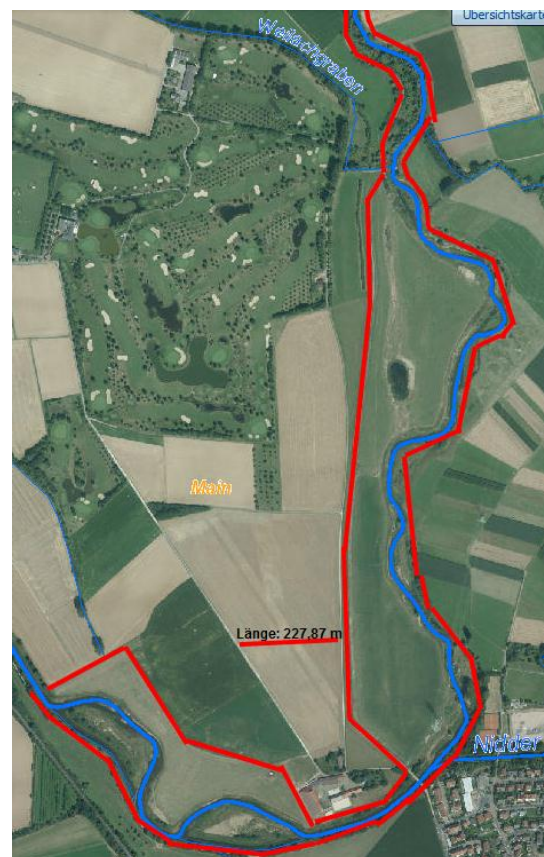


Abbildung 3: Mittellauf der Nidda („Nidda-Knie“) zwischen Karben und Bad Vilbel. Rot umrandet sind die aus der Nutzung genommenen, direkt an die Nidda grenzenden Flächen. Darge-

stellt ist nur ein Teil des insgesamt 6 km langen renaturierten Abschnitts.

Der Erfolg des Projektes „Nidda-Knie“ liegt in der großflächigen Raumplanung. Infolge zusammenhängender Renaturierungsabschnitte im Längsverlauf der Nidda und der Verfügbarkeit von angrenzenden Flächen zur Auenentwicklung entstand ein großräumig renaturiertes Gebiet.

4 Verfahren zur Erfolgskontrolle

Um Effekte einer Renaturierung messen und Erfolge aufzeigen zu können, bedarf es einer Erfolgskontrolle. Idealerweise ist ein Verfahren zur Erfolgskontrolle so aufgebaut, dass erste einsetzende Erfolge bereits frühzeitig detektiert werden können, d.h. auch solche Veränderungen gemessen werden können, die sich noch nicht in einer Verbesserung des ökologischen Zustand nach der WRRL widerspiegeln. Ein solches Verfahren wurde in den vergangenen Jahren im Rahmen eines nationalen Forschungsprojektes entwickelt (Dahm et al. 2014) und ergänzt (Hoffmann, 2015). Das Verfahren fungiert als Ergänzung zum operativen Monitoring und hat folgende Ziele: a) Schnelle und kostengünstige Bewertung der Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen wenige Monate bis wenige Jahre nach Durchführung der Maßnahmen; b) Einsatz unmittelbar „vor Ort“ in einem renaturierten Gewässerabschnitt, unabhängig von der Lage von Messstellen für das operative Monitoring; c) Bewertung der unmittelbaren Wirkung von Maßnahmen und der langfristigen Erfolgsaussichten zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes; d) frühzeitige Identifikation von Faktoren, die einen langfristigen Erfolg im Sinne der Erreichung des guten ökologischen Zustandes behindern, um ggf. Maßnahmen optimieren zu können. Neben einer einfachen Anwendbarkeit des Verfahrens wurde Wert darauf gelegt, vorwiegend Variablen bereits bestehender Verfahren zur Bewertung zu integrieren. Das Verfahren ist modular aufgebaut. Die Basis-module beinhalten lediglich gewässermorphologische Variablen, die Aufbau-module beinhalten Informationen zum ökologischen Zustand, zu einzelnen Arten, sowie (optional) zu naturschutzfachlichen und sozio-ökonomischen Kriterien. Details und Protokollbögen sind dem Abschlussbericht zum Forschungsprojekt zu entnehmen (Dahm et al. 2014).

5 Zusammenfassung

Wissenschaftliche Evaluierungen von Fließgewässerrenaturierung zeigten hoch variable Wirkungen, wobei positive Effekte geringfügig überwogen. Am meisten profitierten terrestrische und semi-aquatische Taxa in Aufweitungsbereichen, während positive Effekte auf rein aquatische Taxa nur im Falle von im Gewässer durchgeführten

Maßnahmen auftraten. Dabei nahm insbesondere die Abundanz und weniger die Diversität von Arten zu. Diese Tatsache ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass das Einzugsgebiet mit den dort wirkenden Stressoren (insbesondere die Landnutzung) sowie die Verfügbarkeit von Quellpopulationen, die für die Wiederbesiedlung von renaturierten Habitaten notwendig sind, nicht genügend betrachtet wurden. Ein wesentliches Moment für den geringen Erfolg bisheriger Renaturierungsmaßnahmen in Fließgewässern ist somit bereits in einem ungenügenden Planungsprozess zu finden. Friberg et al. (2016) geben an, dass bis zum heutigen Tag der Fokus mehr auf der Form als auf der Funktionsweise bzw. auf den Prozessen, die in Fließgewässern ablaufen, liegt und priorisieren konkrete Maßnahmen, die wiederum bestimmte ökologische Schlüsselfaktoren beeinflussen. Als weiteren Grund für den geringen Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen ist sicher das Fehlen von ausreichend Grundstücksflächen am Gewässer zu nennen, so dass häufig die Möglichkeit einer sich entwickelnden Eigendynamik nicht oder nur sehr eingeschränkt gegeben ist. Nicht zuletzt werden die stoffliche und die thermische Belastung von Gewässern nur unzureichend berücksichtigt. Nur wenn alle auf ein Gewässer wirkenden Faktoren/Stressoren erfasst werden, wird eine Gewässerrenaturierung erfolgreich sein.

6 Literatur

- Beechie, T.J., Sear, D.A., Olden, J.D., Pess, G.R., Buffington, J.M., Moir, H., Roni, P. & Pollock, M.M. (2010): Process-based Principles for Restoring River Ecosystems, *Bioscience* 60, 209-222.
- BMUB/UBA (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015. Bonn, Dessau.
- Dahm, V., Döbelt-Grüne, S., Haase, P., Hartmann, Ch., Kappes, H., Koenzen, U., Kupilas, B., Leps, M., Reuvers, Ch., Rolauffs, P., Sundermann, A., Wagner, F., Zellmer, U., Zins, C. & Hering, D. (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Schriftenreihe des Umweltbundesamtes, Reihe Texte, 43/2014. Als Download erhältlich unter: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-flieessgewaesser>
- Friberg, N., O'Hare, M.T. & Poulsen, A.M. (2013): Impacts of hydromorphological degradation and disturbed sediment dynamics on ecological status. Deliverable REFORM D3.1 available at <http://reformrivers.eu>.
- Friberg, N., Angelopoulos, N.V., Buijse, A.D., Cowx, I.G., Kail, J., Moe, T.F, Moir, M.T., O'Hare, M.T., Verdonschot, P.F.M. & Wolter, C. (2016): Effective River Restoration in the 21st Century: From Trial and

- Error to Novel Evidence-Based Approaches, *Advances in Ecological Research*, 55, 535-611.
- Geist, J. (2011): Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, 11, 1507-1516.
- 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., Birzle-Harder, B., Deffner, J., Hering, D., Januschke, K., Kaffenberger, N., Leps, M., Lorenz, A., Modrak, P., Stoll, S. & Sundermann, A. (2015): Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools. Bericht zum forschungsprojekt. Als Download erhältlich unter https://www.dbu.de/projekt_31007/01_db_2409.html
- Hammond, D., Mant, J., Holloway, J., Elbourne, N. & Janes, M. (2011): Practical river restoration appraisal guidance for monitoring options (PRAGMO). River Restoration Centre, Cranfield, UK.
- Hines, S.L. & Hershey, A.E. (2011): Do channel restoration structures promote ammonium uptake and improve macroinvertebrate-based water quality classification in urban streams? *Inland Waters*, 1 133-145.
- Hoffmann, K. (2015): Anwendung verschiedener Bewertungsverfahren zur Erfolgskontrolle von Fließgewässern – Renaturierungen und Entwicklung von Optimierungsvorschlägen. – Masterarbeit Goethe-Universität Frankfurt am Main.
- Januschke, K., Brunzel, S., Haase, P. & Hering, D. (2011): Effects of stream restorations on riparian mesohabitats, vegetation and carabid beetles: a synopsis of 24 cases from Germany. *Biodiversity and Conservation* 20, 3147–3164.
- Kail, J., Hering, D., Gerhard, M., Muhar, S. & Preis, S. (2007): The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology*, 44, 1145-1155.
- Kail, J., Brabec, K., Poppe, M. & Januschke, K. (2015): The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: a meta-analysis. *Ecological Indicators* 58, 311–321.
- Kristensen, P.B., Kristensen, E.A., Riis, T., Alnoe, A.B., Larsen, S.E., Verdonschot, P.F.M. & Baattrup-Pedersen, A. (2015): Riparian forest as a management tool for moderating future thermal conditions of lowland temperate streams. *Inland Waters*, 5 27-38.
- Leps, M., Leisner, S., Haase, P. & Sundermann, A. (2016): Prediction of taxon occurrence: A test on taxon specific change point values of stream benthic invertebrates. *Freshwater Biology*, 61(10), 1773–1786.
- Letcher, R.A. & Giupponi, C. (2005): Policies and tools for sustainable water management in the European Union. *Environmental Modelling & Software* 20, 93-98.
- Lorenz, A.W., Jähnig, S.C. & Hering, D. (2009): Re-Meandering German Lowland Streams: Qualitative and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates. *Environmental Management*, 44, 745–754.
- Lorenz, A.W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K. & Haase, P. (2012): Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology*, 49, 202–212.
- Palmer, M.A., Lettenmaier, D.P., Poff, N.L., Postel, S.L., Richter, B. & Warner, R. (2009): Climate Change and River Ecosystems: Protection and Adaptation Options. *Environmental Management*, 44, 1053-1068.
- Schmutz, S., Jurajda, P., Kaufmann, S., Lorenz, A.W., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M. & Wolter, C. (2016): Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *Hydrobiologia*, 769, 67–78.
- Sundermann, A., Antons, C., Cron, N., Lorenz, A., Hering, D. & Haase, P. (2011): Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 56, 1689-1702.
- Verdonschot, R.C.M., Kail, J., McKie, B.G. & Verdonschot, P.F.M. (2015): The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 769, 55–66.

Herausgeber: Projektverbund NiddaMan, Frankfurt am Main, Juni, 2017

Autoren: Andrea Sundermann (Senckenberg Gesellschaft, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhäusen)

Matthias Oetken (Goethe Universität Frankfurt, Max-von-Laue-Str. 13, 60438 Frankfurt am Main)

Kontakt: andrea.sundermann@senckenberg.de, oetken@bio.uni-frankfurt.de



