

Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen – Einfluss der Morphodynamik

André Niemann, Daniel Hering und Viktoria Berger

Abstract

Rivers in Germany and Europe have been strongly modified in the past centuries. In the course of the European Water Framework Directive numerous river reaches are under restoration right now. The assessment of these restoration measures, if envisaged, is carried out using static ecological procedures. First results show that several restored reaches only achieve moderate results. This has different reasons, not only the expectation of quick results and dominant stressors from the catchment but also dynamic processes as morphodynamics, which have a decisive influence on river development and evaluation. Current evaluation procedures do not take this into account. This can be tackled by complementary assessments using modern technology. Next to a reduction of time needed in the field, a deeper understanding of the relationship between dynamic processes and ecological development can thus be achieved.

Zusammenfassung

Fließgewässer in Deutschland und Europa wurden in den vergangenen Jahrhunderten stark anthropogen überprägt. Im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie werden nun viele Gewässer renaturiert. Die Erfolgskontrolle dieser Renaturierungsmaßnahmen erfolgt, soweit überhaupt vorgesehen, über statische ökologische Bewertungsverfahren. Erste Ergebnisse zeigen, dass ein Anteil von Maßnahmen nur mäßige Ergebnisse erzielt. Dieses hat verschiedene Gründe, neben zu kurzen Erwartungshorizonten und maßgeblich dominanten Stressoren aus dem Einzugsgebiet, haben auch dynamische Prozesse wie z. B. die Morphodynamik einen entscheidenden Einfluss auf die Gewässerentwicklung und -bewertung. Aktuelle Bewertungsverfahren berücksichtigen dieses nicht. Durch eine Ergänzung bestehender Monitoringverfahren mit moderner Technologie kann diesem Umstand Rechnung getragen werden. Neben einer Reduzierung des Zeitaufwands im Feld kann so auch ein vertieftes Verständnis für die Zusammenhänge dynamischer Prozesse und ökologischer Besiedlung erzielt werden.

1 Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen heute

Die Gewässer in Deutschland und Europa wurden in den vergangenen Jahrhunderten technisch ausgebaut. Dieses hat der Bevölkerung in der Vergangenheit viele Vorteile

gebracht, erlaubte es doch wirtschaftlichen Aufschwung durch Handel, Energieerzeugung, Wasserversorgung und Transport. Jedoch ging diese Vorgehensweise zu Lasten des Natur- und Umweltschutzes und insbesondere zu Lasten der Ökologie in und an den Gewässern. Auch die natürliche Abflussdynamik sowie der Geschiebe- und Sedimenttransport wurden durch die anthropogenen Nutzungen stark überprägt.

Zurzeit befinden wir uns im zweiten Bewirtschaftungszyklus der Umsetzung der Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL). Nach BMUB/UBA (2016) sind aktuell 0,3 % der Oberflächenwasserkörper in Deutschland in einem sehr guten, 7,9 % in einem guten, 36,1 % in einem mäßigen, 33,8 % in einem unbefriedigenden und 19,2 % in einem schlechten Zustand.

Bereits im Rahmen der Bestandsaufnahme (BMU, 2005) zeigte sich, dass die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands der deutschen Flüsse für 61 % unwahrscheinlich und nur für 15 % wahrscheinlich ist. Als häufigste Gründe für die Zielverfehlung wurden dementsprechend in absteigender Häufigkeit die Gewässerstruktur (inkl. Durchgängigkeit), Nährstoffe, physikalische/chemische Stoffe sowie prioritäre Stoffe genannt.

Allein in Nordrhein-Westfalen erreichen aktuell mehr als 90 % der berichtspflichtigen Gewässer (rund 14.000 Kilometer) den guten ökologischen Zustand nicht. Bis 2027 sollen im Rahmen des Programms „Lebendige Gewässer“ mit einem Budget von rund 80 Millionen Euro pro Jahr rund 2200 Gewässerkilometer renaturiert werden. Dies beinhaltet allein für den zweiten Bewirtschaftungszyklus etwa 12.000 verschiedene Programm-Maßnahmen (MKULNV, 2015). Bis 2003 wurden bereits 766 Programmaßnahmen in NRW abgeschlossen, davon 532 konzeptionelle und 234 Umsetzungsmaßnahmen. Bei 287 Maßnahmen lag der Schwerpunkt hierbei auf der Verbesserung der Hydromorphologie (Raschke, 2013).

Dies unterstreicht die Notwendigkeit von Erfolgskontrollen um das Verständnis der Prozesse in und an den Gewässern zu verbessern und in Zukunft zielgerichteter Renaturierungsmaßnahmen durchführen zu können. Aktuell gibt es nur wenige Beispiele für systematische und langjährige Erfolgskontrollen und meist beschränken sich diese auf die Dokumentation struktureller Veränderungen, z. B. in Form einer Strukturkartierung oder einer Fotodokumentation, bzw. auf einfache biologische Methoden. Bis 2005 wurden in den USA von 37.000 Projekten nur 10 % näher untersucht (Bernhardt et al., 2007), in Nordrhein-Westfalen waren es von 426 Projekten 6,4 % (Schattmann, 2013). Pander & Geist (2013) geben an, dass in Bayern von 101 Maßnahmen rund 14 % durch ein Monitoring begleitet wurden. Obwohl bereits seit Dekaden die Notwendigkeit einer Erfolgskontrolle zum besseren Verständnis der Wirkungsweisen einzelner Maßnahmen allgemein gefordert wird, gibt es doch erst seit etwa zehn Jahren konkrete Handlungsempfehlungen (vgl. Schattmann, 2013, LAWA, 2005, 2010), diese sind jedoch weder verpflichtend noch standardisiert.

1.1 Erfolgskontrollen basierend auf der Bewertung des guten ökologischen Zustands nach WRRL

Der gute Zustand eines Wasserkörpers ist erreicht, wenn sowohl der ökologische als auch der chemische Zustand als „gut“ bewertet werden, der Zustand künstlicher oder erheblich veränderter Gewässer gilt als gut, wenn das ökologische Potential und der chemische Zustand als „gut“ bewertet werden.

Der ökologische Zustand wird durch biologische Komponenten (Phytoplankton, Makrozoobenthos, Makrophyten, Fischfauna) und unterstützende hydromorphologische und physiko-chemische Komponenten beschrieben. Wenn alle biologischen Komponenten mit gut bewertet, alle Umweltqualitätsnormen eingehalten und die Zielparameter für die allgemeinen Bedingungen eines funktionalen Ökosystems erreicht sind, ist der gute ökologische Zustand erreicht.

Jede Biozönose aus Tieren und Pflanzen ist an bestimmte ökologische, klimatische und strukturelle Bedingungen angepasst. Im Umkehrschluss heißt das, dass bestimmten Konstellationen dieser Rahmenbedingungen eine darüber bestimmte Biozönose hervorbringen. Gleicht man nun die vorhandene Biozönose mit derjenigen ab, welche aufgrund der geographischen und klimatischen typbasierten Bedingungen zu erwarten ist, zeigt sich, ob das Gewässer in einem guten Zustand ist oder Defizite aufweist. Einfacher gesagt, der Ist-Zustand wird mit einem definierten Soll-Zustand verglichen.

Vorlaufend zu der Bestandsaufnahme im Zuge der Umsetzung der WRRL wurden alle Gewässer in Deutschland/Europa typisiert und jeweils zugehörige Referenz-Bedingungen definiert. Um den Grad der Übereinstimmung mit diesen Referenz-Bedingungen zu ermitteln, werden in Deutschland standardisierte Verfahren verwendet (LAWA, 2005, 2007). Der NRW „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer“ (MUNLV, 2009a-d) beschreibt strukturiert und detailliert das deutschlandweit gültige Vorgehen.

Die Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen ist nur bedingt durch das Monitoring nach WRRL abgedeckt, da Renaturierungsmaßnahmen häufig kleine Maßnahmen darstellen, welche nur lokale Verbesserungen bewirken, die sich nicht unbedingt auf die Messstellen des berichtspflichtigen Wasserkörpers auswirken. Dennoch können diese Bewertungskriterien grundsätzlich auch für die Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen genutzt werden.

1.2 Einflussfaktoren auf die Dauerhaftigkeit der Ergebnisse

Heutige Monitoringansätze basieren auf dem Vergleich des aktuellen Zustands mit dem Soll-Zustand eines Gewässers. Allerdings spiegelt die Bewertung der biologischen Komponenten nur eine statische Momentaufnahme wider.

Generell wird angenommen, dass Maßnahmen einen naturnahen Zustand herstellen und die Lebensgemeinschaften sich in der Folge ebenfalls erholen. Die bisherigen Erfahrungen zeigen jedoch ökosystemübergreifend, dass die Reaktionen der Lebensgemeinschaften zeitverzögert und komplex sind. Auch gibt es Hinweise, dass unterschiedliche Stressorenkombinationen Dauer und Qualität der Wiederbesiedlung variieren (Dahm et al., 2013, Verdonschot et al., 2013).

1.2.1 Wiederbesiedlungsdauer

Ungeachtet der Tatsache, ob der Fließgewässerabschnitt vor der Renaturierung ökologisch besiedelt war oder nicht, stellen Renaturierungsmaßnahmen einen so großen und langwierigen Eingriff dar, dass nach Abschluss der Maßnahmen klassische biologische Besiedlungsstrukturen entstehen (vgl. Abb. 1). Hierbei erschließen Pionierarten im Initialstadium das unbesiedelte Gebiet. Vertreter dieser Arten sind meist Ubiquisten, welche nur geringe Ansprüche an ihren Lebensraum stellen. Ferner sind diese Arten besonders mobil und reproduktiv.

In den folgenden Jahren bildet sich die Lebensgemeinschaft weiter aus und stabilisiert sich, diese Phase wird daher auch als „Stabilisierungsphase“ bezeichnet. Hierbei wandern weitere Arten ein, zum einen weitere Pioniere, aber weniger mobile Formen sowie erste Stabilisierer, die sich langsamer ausbreiten, spezifische Habitatansprüche haben und die meist konkurrenzschwachen Pionierarten verdrängen.

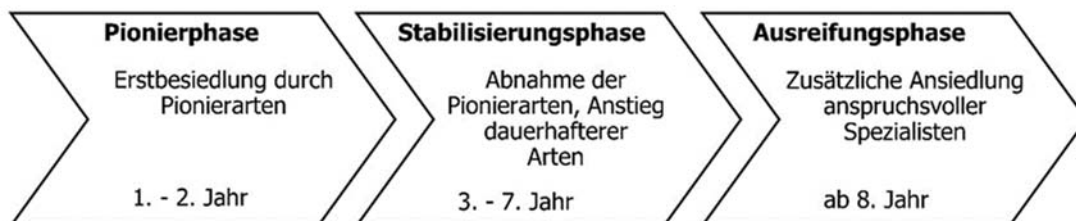


Abb. 1: Phasen und Zeiträume des Wiederbesiedlungsprozesses nach Renaturierung in Tieflandgewässern nach Sommerhäuser & Hurck, 2008

Auf Grund der veränderten Standortfaktoren sind nun wiederum andere Arten in der Lage, das veränderte Biotop zu besiedeln. Diese Arten sind anspruchsvoller, besitzen aber auch ein höheres Durchsetzungsvermögen im Überlebenskampf. Die Lebensgemeinschaft komplettiert sich nun, diese Phase wird daher „Ausreifungsphase“ genannt. Das sogenannte Klimaxstadium ist erreicht, wenn sich die Artzusammensetzung nicht mehr oder nur noch sehr geringfügig verändert. Die Besiedler des Klimaxstadiums sind Lebensraum- und Nahrungsspezialisten, die Ressourcen werden nun optimal unter den Besiedlern aufgeteilt. Der Käfer *Elodes* sp. ist hierfür ein gutes Beispiel; er ist ein Bewohner laub- und fallholzreicher Waldbäche. Die Ausbildung dieser Habitats benötigt

jedoch in einem auf weiten Strecken vollständig neu gestalteten Bach eine gewisse Entstehungszeit (Sommerhäuser et Hurck, 2008).

Die Wiederbesiedlungsdauer, also die Zeit bis der Wiederbesiedlungsprozess abgeschlossen ist, hängt von den lokalen Bedingungen ab. Ein wichtiges Kriterium hierbei ist die Ökoregion bzw. Fließgewässertypologie, aus der sich unterschiedliche Zeiträume bis zur Stabilisierung ergeben. Derzeit liegen nur wenige typbasierte Untersuchungen vor (Schattmann, 2013). Mittelgebirgsgewässer entwickeln sich allerdings schneller als Gewässer des Tieflands.

Im Emschereinzugsgebiet in Nordrhein-Westfalen, welches typologiebasiert überwiegend sand- bzw. lehmgeprägte Tieflandbäche aufweist, allerdings durch den hohen Urbanisierungsgrad und die Bergbauhistorie hochgradig anthropogen überprägt ist, wurde gezeigt, dass die Pionierphase etwa zwei Jahre dauert, die Stabilisierungsphase weitere fünf Jahre und die Ausreifung der Biozönose nach acht Jahren einsetzt.

Verdonschot et al. (2013) haben Zeiträume zum Erreichen einer stabilen Biozönose verschiedener Organismengruppen zusammengetragen. Eine stabile Biozönose wird hierbei durch eine „optimale“ Biozönose (Klimax) unter den gegebenen, möglichst naturnahen Randbedingungen verstanden. Generell wird die Erholungsdauer für alle Oberflächengewässer auf 15–25 Jahre angegeben, einzelne Maßnahmen, wie das Entfernen eines Wehres weisen allerdings Erholungsdauern von bis zu 80 Jahren auf. Die erforderlichen Prozesse bis zum Erreichen des Klimaxstadiums benötigen teilweise sehr lange Zeiträume. Hierbei ist zu beachten, dass nur wenige langfristige Erfolgskontrollen durchgeführt wurden, sodass es sich bei einigen Werten um Abschätzungen handelt.

1.2.2 Multiple Stressoren

Stressoren sind äußere Einflüsse, die negativ auf ein Fließgewässer wirken; hierbei handelt es sich um Faktoren, welche die Hydrologie, die Wasserqualität und/oder die Gewässerstruktur beeinträchtigen können. Beispiele für Stressoren sind fehlende Ufervegetation, Sauerstoffgehalt, Fischerei, Querbauwerke, Landwirtschaft oder Urbanisierung. Oft werden nur primäre Stressoren durch Renaturierungsmaßnahmen adressiert (z. B. Rückbau von Uferbefestigungen), doch das Vorhandensein weiterer, sekundärer Stressoren verhindert/verlängert das Erreichen eines guten Zustands (Verdonschot et al., 2013).

Es wird also unterschieden zwischen Parametern, die sich über die Umsetzung bestimmter Renaturierungsmaßnahmen beeinflussen lassen und solchen Faktoren, die als lediglich „bedingt reversibel“ angesehen werden müssen wie beispielsweise unterschiedliche Formen der Landnutzung. Stressoren haben unterschiedliche Auswirkungen auf das Ökosystem von Fließgewässern, im Umkehrschluss lassen sich aber auch Defizite in der Biozönose als Indikatoren für Stressoren nutzen (Hering et al., 2006).

Es ist schwer zu definieren, wie Stressoren zusammenwirken und in welcher Hierarchie sie die Gewässer beeinflussen. Hering et al. (2006) haben in einer Studie die Reaktion von Diatomeen, Makrophyten, MZB und Fischen in 185 Flüssen, davon 87 Gebirgs- und 98 Tieflandflüsse, in 9 europäischen Ländern auf verschiedene Stressoren analysiert (Probenahme 2002/2003). Hierbei wurde deutlich, dass für unterschiedliche Gewässertypen verschiedene Indikatoren die beste Aussagekraft haben, beispielsweise indizieren Fische nur unzureichend die Eutrophierung in Gebirgsflüssen, sind aber ein guter Indikator in Tieflandgewässern. Dieses unterstreicht die Notwendigkeit der typologiebasierten Betrachtung von Fließgewässern. Alle Organismengruppen zeigten jedoch eine deutliche Hierarchie der Stressoren; die Wasserqualität/Eutrophierung hat den größten Einfluss auf die Biozönose, gefolgt von Landnutzung und Hydromorphologie.

Dahm et al. (2013) haben eine analoge Studie für 2300 Monitoringstellen in Deutschland und Österreich durchgeführt, davon 981 Tiefland- und 1321 Gebirgsflüsse. Hierbei ergab sich für Gebirgsflüsse, dass die Physiko-Chemie den größten Einfluss auf alle Indikatororganismen hat. Landnutzung, Hydromorphologie und Nutzung der Uferstreifen führen zu unterschiedlichen Reaktionen der Indikatororganismen MZB, Diatomeen und Fische. Im Flachland hingegen zeigen alle drei Organismengruppen eine deutliche Hierarchie von Physiko-Chemie, über Hydromorphologie zu Landnutzung.

Diese Beispiele verdeutlichen, dass das komplexe Zusammenwirken von Stressoren für jede einzelne Maßnahme im Detail zu prüfen ist. Anschließend muss eine Hierarchie der Stressoren aufgestellt werden, damit Renaturierungsmaßnahmen zielgerichtet greifen können. Feld et Verdonschot (2012) postulieren ferner, dass, gerade im Flachland, Renaturierungen erst sinnvoll sind, nachdem die Landnutzung gewässerfreundlich umgestaltet wurde. Die Wirkhierarchien verschiedener Stressoren und Kombinationen von Stressoren auf den ökologischen Zustand im Sinne der WRRL sind insgesamt nicht vollständig verstanden.

1.2.3 Einzugsgebietsweite Bedeutung von Renaturierungsmaßnahmen

Renaturierungen einzelner Gewässerabschnitte erfolgen meist nach Verfügbarkeit, was allerdings in vielen Fällen maßgeblichen Einfluss auf die übergeordneten morphologischen Prozesse des Gewässersystems und somit Einfluss auf die Entwicklung der Biozönose nimmt. Übergreifende Konzepte zur Berücksichtigung von Geschiebe- oder Sedimenttransport gibt es nur selten. Infolgedessen überlagern sich, insbesondere in kleineren Gewässern, morphologische Zwischenzustände mit den Entwicklungsgeschwindigkeiten der Biozönose und somit der ökologischen Bewertung. Insbesondere der Einfluss maßnahmeninduzierter Veränderungen im Sedimenttransport auf die resultierende Bewertung gilt es einer Kausalanalyse zu unterziehen, um zu einer tatsächlichen Verbesserung des ökologischen Zustandes zu gelangen. Überdies werden derartige Erkenntnisse für die Kommunikation der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in die Gesellschaft hinein immer mehr an Bedeutung gewinnen, insbesondere an Standorten, wo

sich nach Maßnahmen und Investitionen nicht die gewünschte Verbesserung im Sinne der Bewertung einstellt.

1.3 Defizite aktueller Verfahren zur Erfolgskontrolle

In Deutschland gibt es zurzeit keine einheitlichen Vorgaben zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen. Meist erfolgen biologische Erfolgskontrollen, welche allerdings nur den Zustand eines Gewässers zu einem bestimmten Zeitpunkt bewerten können. Gewässermorphologische Aspekte bzw. dynamische Prozesse fließen nur bedingt und nicht nach einer einheitlichen Vorgehensweise ein. Hier sollten allgemein anwendbare und aussagekräftige Indizes zur weitergehenden Beschreibung der Erfolgskontrolle definiert werden.

1.3.1 Genauigkeit der biologischen Verfahren

Die Genauigkeit der biologischen Verfahren, insbesondere bei der morphologischen Bestimmung des Makrozoobenthos, ist stark personenabhängig. Die meist hohe Anzahl von wirbellosen Arten und der damit verbundene hohe zeitliche Aufwand zur Sortierung und Identifikation im Labor sind anfällig für menschliches Versagen und können zu Falschergebnissen führen. Regelmäßige Qualitätskontrollen in bestehenden Monitoring-Verfahren könnten dies verbessern. Untersuchungen von Haase et al. (2010), bei denen 414 MZB-Proben in einem dreistufigen Verfahren neu analysiert wurden, haben gezeigt, dass 20,6 % der Taxa bei der ersten Analyse übersehen wurden und mehr als 30 % der bestimmten Arten nicht zutreffend bestimmt waren. Diese Fehler können zu Fehlinterpretationen führen und darauffolgende Entscheidungen im Flussgebietsmanagement nachhaltig beeinflussen, weshalb Qualitätskontrollen bei den biologischen Verfahren einen besonderen Stellenwert einnehmen.

1.3.2 Statik und Dynamik in Fließgewässern

Fließgewässer und ihre Biozönosen sind kontinuierlichen Prozessen unterworfen, welche eine natürliche Variabilität der Messergebnisse bewirken. Durch den Vergleich von zwei Zuständen wird der natürlichen Sukzession nur unzureichend Rechnung getragen. Es ist also zielführender, ein Gewässer über einen längeren Zeitraum hinweg zu beproben, um einen generellen Trend der Gewässerentwicklung erfassen zu können. Auch müssen Erfolgskontrollen eine hinreichende Zeitspanne abdecken, um die langfristigen Effekte einer Renaturierungsmaßnahme erfassen zu können.

Aktuell wird, anhand der Entwicklung neuer biologischer und morphologischer Bewertungsverfahren, unser Prozessverständnis zu den Effekten von Gewässerentwicklungsmaßnahmen vertieft.

1.4 Die Bedeutung der Morphodynamik

In Deutschland existieren umfangreiche Datenbanken und Erkenntnisse zur ökologischen und chemischen Beschaffenheit der verschiedenen Gewässertypen im Ist- und Soll-Zustand. Ein dementsprechendes Wissen bzgl. der Hydromorphologie bzw. Morphodynamik von Fließgewässern existiert nicht.

Zur weiteren Diskussion dieser entscheidenden Aspekte der Fließgewässerentwicklung sollen diese Begriffe zunächst definiert werden. Die Hydromorphologie bezeichnet die Gestalt, Form und Struktur des Gewässerbetts, wohingegen man unter Morphodynamik „die Veränderung des Gewässerbetts durch Strömung und Feststofftransport“ versteht (DWA, 2013). Die Hydromorphologie beschreibt also einen Zustand des Gewässerbetts, die Morphodynamik kontinuierliche Prozesse der Gewässerentwicklung. Häufig werden morphodynamische Prozesse auch als eigendynamische Entwicklung des Gewässers bezeichnet.

Beide Aspekte sind in drei Größenordnungen relevant (Frissell et al., 1986); auf der Makroskala bestimmen generelle Aspekte wie Talbodengefälle oder Ökoregion die Fließgewässerentwicklung. Diese Faktoren lassen sich nicht durch Maßnahmen beeinflussen und sind hinlänglich in die Fließgewässertypologie integriert. Die Mesoskala beschreibt morphologische Eigenschaften wie Windungsgrad, Uferlänge, Breiten- oder Tiefenvarianz. Diese Eigenschaften werden meist im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen modifiziert und müssen im Rahmen der Erfolgskontrolle aufgenommen werden. Hierzu eignen sich verschiedene Verfahren, wie die Auswertung von Luftbildern oder auch die Strukturkartierung. Auf der Mikroskala ist die Beschaffenheit der Gewässersohle von besonderer Bedeutung. Um diese zu beschreiben, eignen sich Substratkartierungen, die Ermittlung der Varianz von Fließgeschwindigkeiten und Wasserständen, die Anzahl ökologisch bedeutsamer Strukturen oder ähnliche Verfahren.

Hydromorphologische und morphodynamische Faktoren werden heute unzureichend in Erfolgskontrollen berücksichtigt. Während rudimentäre und uneinheitliche Erhebungen zur Hydromorphologie im Zuge der ökologischen Beprobung durchgeführt werden, gibt es keine Untersuchungen zur Morphodynamik der Fließgewässerentwicklung. Zwar können nicht gute ökologische Zustände eines renaturierten Abschnitts auf hydromorphologische und morphodynamische Defizite hinweisen, doch fehlen einheitliche und langjährige Erhebungen, welche Auskunft über das Zusammenwirken von Hydromorphologie und Morphodynamik auf der einen und ökologischer (Wieder-)Besiedlung auf der anderen Seite geben.

2 Konzeptionelle Herangehensweise an Erfolgskontrollen

Verbindliche Vorgehensweisen für eine Erfolgskontrolle jenseits des Monitorings zu Ermittlungszwecken für die Wasserrahmenrichtlinie existieren nicht. Art und Umfang von Erfolgskontrollen variieren bundesweit stark. Oftmals ist eine Erfolgskontrolle gar nicht vorgesehen. Dieses Kapitel gibt einen Überblick, welche Aspekte bei der Planung einer Erfolgskontrolle Berücksichtigung finden sollten.

2.1 Allgemeine Anforderungen an Erfolgskontrollen

Vor Maßnahmenumsetzung sollte eine genaue Aufnahme des IST-Zustands erfolgen, welcher daraufhin mit dem typspezifischen Referenzzustand bzw. Leitbild abgeglichen wird. Hieraus ergeben sich dann Defizite und Entwicklungsziele (vgl. hierzu auch MUNLV, 2010). Es ist darauf zu achten, dass diese Ziele klar formuliert sind, damit darauffolgende Maßnahmen konkret geplant und der Erfolg der Maßnahmen zielgerichtet bewertet werden kann.

Für eine Erfolgskontrolle müssen also spezifische Überwachungsprogramme entwickelt werden. Diese Programme unterscheiden sich in Art und Umfang deutlich vom Monitoring nach WRRL. Für eine aussagefähige Erfolgskontrolle sind die folgenden drei Fragen zu berücksichtigen (Niemann & Berger, 2015):

- Welche Ziele hat die Maßnahme?
- Mit welchen Methoden kann man diese Ziele am besten überprüfen?
- In welchem zeitlichen Rahmen müssen die Untersuchungen erfolgen?

Es können nicht alle Ziele im Rahmen von Erfolgskontrollen mit einem vertretbaren personellen und monetären Aufwand geprüft werden. Daher ist es nötig repräsentative Entwicklungsziele für die Erfolgskontrolle zu definieren. Auf dieser Basis ist eine geeignete Methodik zur Dokumentation und Bewertung der Entwicklung auszuwählen bzw. zu entwickeln.

2.1.1 Ökologische Erfolgskontrolle

Generell sind alle Organismengruppen (Fische, MZB, Diatomeen, Makrophyten) als ökologische Indikatoren geeignet. In Abhängigkeit vom Fließgewässertyp ist ihre Aussagekraft bezüglich verschiedener Stressoren unterschiedlich stark ausgeprägt (vgl. Kap. 2); es ist daher im Einzelfall zu prüfen, welche Organismengruppe konkret zur Erfolgskontrolle herangezogen werden sollte.

Ferner ist zu beachten, dass ein Zeitraum von acht bis zehn Jahren benötigt wird um eine stabile Biozönose zu erreichen; es sollte jedoch bereits früher geprüft werden, ob der Anteil an Spezialisten gegenüber Ubiquisten zunimmt. Auch geben Untersuchungen

der Ernährungsformen oder Habitatpräferenzen wichtige Erkenntnisse, wie sich die Biozönose zusammensetzt. Ein hoher Anteil schlammliebender Arten beispielsweise ist ein Hinweis auf schlechte Habitatbedingungen und somit eine defizitäre Hydromorphologie. Ferner kann eine Erfassung der Wuchsformen von Makrophyten Erkenntnisse darüber liefern, ob neue Wuchsformen und damit neue Habitate nach Renaturierung entstanden sind.

2.1.2 Morphologische Erfolgskontrollen

Morphologische Erfolgskontrollen sind nicht standardisiert und werden seltener durchgeführt als ökologische. Dies ist maßgeblich darin begründet, dass der Zustand der Gewässer an den biologischen Qualitätskomponenten gemessen wird.

Ein guter ökologischer Zustand kann allerdings nur erreicht werden, wenn ein hinreichendes Habitatdargebot vorhanden ist. Ein Erfassen der Habitatdiversität parallel zu den ökologischen Erhebungen liefert also Erkenntnisse über die Zusammenhänge von morphologischer und ökologischer Entwicklung.

Habitate werden maßgeblich durch Fließgeschwindigkeit, Fließtiefe und Substrat geprägt. Auch die Wasserqualität hat einen Einfluss auf die Besiedlung, kann aber über eine Renaturierung als konstant angenommen werden und braucht deswegen nicht räumlich differenziert aufgenommen werden bzw. ist nicht für unterschiedliche Habitatqualitäten verantwortlich. Unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und -tiefen sowie eine Sortierung der Substrate ergeben sich nun durch die lokale Hydraulik, welche durch das Abflussgeschehen angetrieben wird. Die Abflussdynamik und der Sedimenttransport sind also maßgeblich für die Habitatdiversität eines Gewässerabschnitts verantwortlich. Hierbei ist zu beachten, dass die eigendynamische Entwicklung von Mittelgebirgsgewässern schneller stattfindet als in Tieflandgewässern (Schüller, 2012). Erfolgskontrollen müssen also auf die Typologie des Gewässers abgestimmt sein.

Die Erfassung der Morphodynamik gestaltet sich differenzierter, da zum einen die einmalige Erfassung der Hydromorphologie nur einen Momentanzustand wiedergeben kann und zum anderen morphodynamische Entwicklungen meist mehrere Jahre bzw. Jahrzehnte andauern, sodass eine quasi kontinuierliche Erfassung verschiedener Parameter geraten ist.

Neben der Erfassung der hydromorphologischen Reaktionen auf die dynamischen Einflüsse müssen auch dynamische Prozesse wie die Abflussdynamik und der Sedimenttransport erfasst werden. Hierbei gilt es zu beachten, dass nur in kiesgeprägten Gewässern der bettbildende Abfluss etwa dem bordvollen Abfluss entspricht. Darüber hinaus gibt der effektive Abfluss, also der Abfluss bei dem über einen definierten Zeitraum das meiste Sediment transportiert wird, Auskunft über die Intensivität der morphodynamischen Entwicklung des Gewässerabschnitts. Dieser liegt oftmals knapp unterhalb des mittleren Abflusses, was unterstreicht, dass auch mittlere Abflüsse in sandgeprägten Gewässern eine hohe morphologische Bedeutung haben (Berger et al, 2016). Erst das

Auftreten bettbildender Abflüsse bewirkt die Ausbildung relevanter morphologischer Strukturen. Seltene Hochwasser (HQ_{10} und größer) hingegen bewirken den Rückgang dieser Strukturen; sie erzeugen quasi einen neuen Ausgangszustand, welcher erst wieder neue Strukturen bei darauffolgenden kleineren Hochwassern entwickeln muss. Die Abflussdynamik ist also mitentscheidend für die Diversität der Habitate.

Zur umfassenden Bewertung hydromorphologischer Veränderungen muss daher zwingend das Abflussgeschehen des untersuchten Zeitraums beachtet werden. Hierbei ist zu beachten, dass stark variierende typologiespezifische Grenzwerte zur Anwendung kommen sollten.

2.1.3 Zeitrahmen einer Erfolgskontrolle

Die Dauer einer Erfolgskontrolle hängt von der Entwicklungsgeschwindigkeit der Gewässer ab; so braucht das MZB beispielsweise bis zu 10 Jahre in sandgeprägten Tieflandgewässern um eine stabile, typspezifische Biozönose auszubilden. Hierbei ist ebenso die Ausbildung der Ufervegetation entscheidend, da diese wichtige Habitat- und Nahrungsquellen liefert. Auch die Ausbildung mesoskaliger Strukturen dauert etwa zehn Jahre, sodass dieser Zeitraum für Erfolgskontrollen veranschlagt werden sollte.

Hierbei ist zu beachten, dass der Abfluss eine maßgebliche Einflussgröße für die Gewässerentwicklung ist. Erst ausreichend seltene Hochwasser (Jährlichkeiten von 0,5 bis 5 Jahre) bewirken morphologische Veränderungen. Daher ist es aus morphologischer Sicht zu empfehlen, die Dauer der Erfolgskontrolle nicht nur in Jahren, sondern auch in Anzahl und Intensität von Hochwasserereignissen festzulegen.

Überdies sollten die Intervalle zu Beginn einer eigendynamischen Entwicklung deutlich geringer sein als gegen Ende der Erfolgskontrolle, da zu Beginn eine höhere Dynamik zu erwarten ist und (morphologische) Fehlentwicklungen dadurch frühzeitig erkannt und gegebenenfalls mit weiteren Maßnahmen gelenkt bzw. korrigiert werden können.

3 Methodische Herangehensweise an Erfolgskontrollen

Zur praktischen Durchführung einer Erfolgskontrolle ist zu sagen, dass sich die Untersuchungstermine nach den Jahreszeiten sowie der natürlichen Sukzession richten müssen. Biologische Untersuchungen sollten sich an den Entwicklungsstadien der einzelnen Organismengruppen orientieren; so sind MZB-Beprobungen im Frühjahr durchzuführen, nachdem die Organismen geschlüpft sind, doch bevor sie die flugfähigen Stadien erreichen. Makrophyten hingegen erreichen ihre größte Ausbreitung im Hochsommer und sollten daher in der Jahresmitte beprobt werden. Aufnahmen der Topografie erfolgen idealerweise im Winter (Januar–März), da hier die minimale Vegetation eine genauere Erfassung ermöglicht.

Zur Erfassung der Gerinnegeometrie bieten sich verschiedene Technologien in Abhängigkeit der Gewässergröße an. In größeren Gewässern (Fließtiefen größer 0,5 m) bieten sich etablierte Geräte wie Echolote oder ADCPs an. In kleinen (und durchwatbaren) Gewässern sollten hochgenaue GNSS-Geräte verwendet werden (vgl. Abb. 2). Dieses bietet gleich mehrere Vorteile: Das Gerinne wird automatisiert mit einer Genauigkeit von 1–3 cm in x-, y- und z-Richtung erfasst. Hierdurch lassen sich neben der Querschnittsform auch laterale Verlagerungen bzw. Eintiefungen und Auflandungen erfassen und darüber Sedimentbilanzen erstellen. Die Messwerte sind abflussunabhängig. Querprofile können an jeder beliebigen Stelle am PC erzeugt werden.



Abb. 2: Erfassung der Gerinnegeometrie mittels GNSS-System

3.1 Large Scale Particle Image Velocimetry

Der Geschiebe- und Sedimenttransport in einem Gewässer wird wesentlich von der Fließgeschwindigkeitsverteilung beeinflusst. Deshalb ist die Erfassung dieser ein wichtiger Punkt der Erfolgskontrolle. Die Messung der Geschwindigkeiten kann klassischerweise mit einem ADCP oder in durchwatbaren Gewässern mit einem Messflügel durchgeführt werden. Die Methode der Large Scale Particle Image Velocimetry (LS-PIV) bietet eine nicht invasive und kostengünstige Alternative zu diesen Möglichkeiten. Bei diesem bildbasierten Verfahren ist die semi-kontinuierliche Aufnahme von Oberflächenfließgeschwindigkeiten eines Gewässerabschnittes möglich.

LS-PIV ist die Weiterentwicklung des in Laboren verwendeten PIV (Particle Image Velocimetry). Zur Anwendung des Verfahrens werden Videos bzw. eine in fest definierten Zeitabständen erstellte Bildfolge benötigt. Auf den einzelnen Aufnahmen erfasst die Software Bildpunkte und deren Bewegungen über die Zeit. Über die Weg-Zeit-Beziehung werden Geschwindigkeitsvektoren an der Oberfläche ermittelt (Abb. 3 und 4).

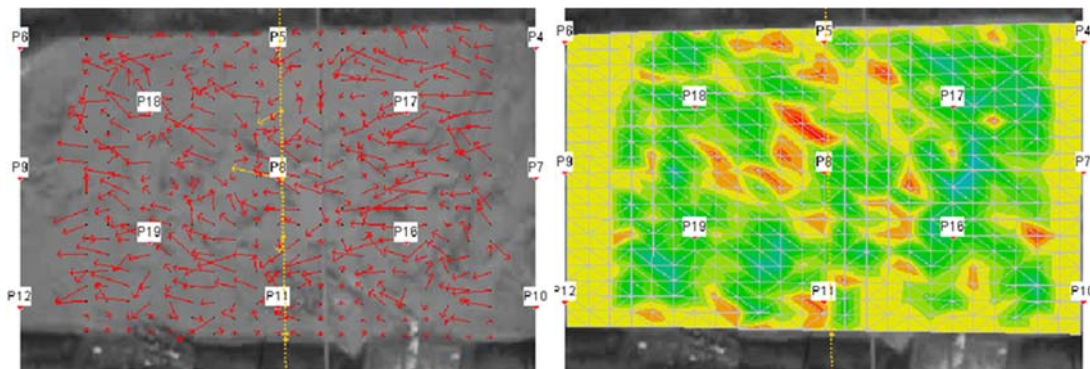


Abb. 3: Geschwindigkeitsvektoren der Oberflächengeschwindigkeiten

Abb. 4: Darstellung von Geschwindigkeitsbereichen

Während PIV unter kontrollierten Lichtverhältnissen eingesetzt wird, kann LS-PIV auch unter natürlichen Lichtverhältnissen angewendet werden und wurde für den Einsatz mit großen Aufnahmeausschnitten, wie z. B. Gewässern, weiterentwickelt. Zur Anpassung an die perspektivische Verzerrung durch den Aufnahmewinkel der Kamera werden auf dem Bildausschnitt sogenannte Ground Reference Points (GPR) benötigt. GPR sind sichtbare Punkte deren Position in x-, y- und z-Richtung eindeutig bekannt ist und anhand derer die Fließgeschwindigkeiten kalibriert werden. Bei bekanntem Fließquerschnitt ist es ferner bei verschiedenen Software-Programmen möglich, aus den Oberflächenfließgeschwindigkeiten den Durchfluss des Gewässers zu berechnen.

3.2 Erfolgskontrolle mittels Luftbilddauswertung

Die Präsenz von mesoskaligen Strukturen wie Gleit- und Prallufeln, Längsbänken, Riffel oder Pools ist ein Indiz dafür, dass morphodynamische Prozesse im Gewässer stattfinden. Zur Erfassung dieser Strukturen bzw. zur Dokumentation ihrer Entwicklung bieten sich hochauflösende Luftbilder an, da sie eine umfassende und maßstäbliche Gesamterfassung des jeweiligen Gewässerabschnitts ermöglichen (vgl. Abb. 5 und 6).

Für den Einsatz in geringen Flughöhen werden seit einigen Jahren vermehrt unbemannte Luftfahrzeuge (engl. unmaned aerial vehicles, kurz UAV) eingesetzt. Mit Hilfe dieser UAV können hochauflösende Luftbilder ohne größeren Aufwand aufgenommen und daraus Orthophotos generiert werden. Die zu erreichende Genauigkeit ist hierbei von Kamera und Flughöhe abhängig. Mit Kameras bestückte UAV können, als Träger optischer Verfahren, nur in Abschnitten Anwendung finden, in denen kein Kronenschluss vorliegt, da sonst der Bewuchs den Blick auf das Gewässer verhindert (Berger & Niemann, 2015). Diese, jeweils aktuellen und hochauflösenden Luftbilder, können beispielsweise zur Gewässerstrukturkartierung genutzt werden.

Hierbei treten einige Vorteile sowie Nachteile gegenüber einer klassischen Begehung auf. Vorteile sind darin begründet, dass eine Erfassung aus der Luft ein umfassendes

Bild des Gewässers liefert. Die räumliche Ausbreitung, Anzahl und Verteilung von besonderen Strukturen und Substraten sowie Vegetation und Flächennutzung sind quantifizierbar. Es können also einige der Schätzparameter quantifiziert und somit unabhängig von der Einschätzung bzw. Erfahrung des Kartierenden bewertet werden. Ferner sind die aufgenommenen Zustände des Gewässers speicherbar und stehen für eine langfristige Dokumentation bzw. für Vergleiche zur Verfügung. Auch lassen sich Aufnahme und Bewertung der einzelnen Abschnitte zeitlich voneinander trennen, sodass die Aufnahme der Gewässer im Frühjahr erfolgen kann, die Analyse und Bewertung hingegen im Büro über das Jahr verteilt erfolgen kann. Dies bietet den Vorteil, dass Luftbildaufnahmen und Begehungen nicht von der gleichen Person durchgeführt werden müssen. Es ist jedoch zu beachten, dass auch bei der Auswertung von Luftbildern Expertenwissen nötig ist und, zumindest stichprobenartig, Begehungen der Gewässer erfolgen sollten.



Abb. 5: Luftbildaufnahme einer Längsbank



Abb. 6: Luftbildaufnahme der Gewässersohle mit überströmter Wurfbank und Ripplesohle

Nachteilig ist, dass Luftbilder zum Teil nicht detailliert genug sind, um alle Parameter bewerten zu können. Schwache Krümmungs- bzw. Breitenerosion, Substratdiversität und Tiefenvarianz können nur bedingt erfasst werden. Aufnahmen aus geringerer Flughöhe könnten hier den Detailgrad erhöhen. Die Bewertbarkeit der Gewässersohle hängt, wie auch bei der Begehung, von der Trübung bzw. dem Makrophytenaufkommen ab. Weitere Nachteile liegen in der nur bedingten Einsetzbarkeit der UAV begründet. Sie können nur zum Einsatz kommen, wo kein Kronenschluss vorherrscht und sind daher eher in den Bereichen degradierter und renaturierter Abschnitte einsetzbar (vgl. Abb. 7). Vergleichsaufnahmen von natürlichen Abschnitten sind aufgrund des dortigen Gehölzbestands nicht möglich. Aufgrund der nur begrenzten Flugzeit der UAV (15–30 min je nach Konfiguration) sind diese nicht für die Erfassung langer Gewässerstrecken geeignet. Hier sollten Flächensegler oder Kleinflugzeuge zum Einsatz kommen.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass die Gewässerstrukturkartierung (LANUV, 2012) insgesamt nur bedingt zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen geeignet ist. Dies ist zunächst in der Strukturkartierung selbst begründet, da diese den Grad der (anthropogenen) Veränderung im Hinblick auf den potentiell natürlichen Zustand bewertet. Dieses spiegelt sich auch in den Bewertungsklassen wider, welche z. B. den Grad der anthropogenen Beeinträchtigung über Verbau, Unterhaltung oder Erosion

bewerten. Hiervon besonders betroffen sind die funktionalen Einheiten. Renaturierungsbezogene Parameter, wie Sukzessionsstadien der Vegetation oder noch nicht vorhandene Strukturelemente, werden hingegen nicht ausgewiesen und müssen stattdessen im Grad der Degradierung eingeordnet werden. Ferner sind nicht alle Parameter für die Bewertung des Renaturierungserfolges relevant; makroskalige Parameter wie die Landnutzung (HP6) werden durch Renaturierungsmaßnahmen nicht beeinflusst.

Zur Bewertung der Entwicklung der Morphodynamik eines Gewässerabschnitts mittels bildbasierter Verfahren sollten verschiedene mesoskalige Strukturen genutzt werden. Um die Entwicklung eines Gewässers nach Renaturierung zu beschreiben, sollte ein besonderes Augenmerk auf die Entstehung bzw. Entwicklung von Erosionsbereichen, Depositionszonen oder besonderer Laufstrukturen gelegt werden (Berger et al., 2016a). Hierzu können einzelne Parameter bzw. deren Bewertungshorizonte zur Erfolgskontrolle herangezogen werden.

Mit Hilfe der folgenden Parameter kann der Renaturierungserfolg quantifiziert werden:

- Laufkrümmung (EP1.1): Die zeitliche Entwicklung des Windungsgrads des Hauptgerinnes zeigt an, ob sich das Gewässer eigendynamisch an naturnahe Bedingungen anpasst.
- Längsbänke (EP1.3): Uferbänke, Krümmungsbänke, Inselbänke, Mündungsbänke sowie Wurfbanke sind Geschiebeakkumulationen, welche einen ausgeglichenen Geschiebehaushalt indizieren.
- Besondere Laufstrukturen (EP1.4): Laufaufweitungen bzw. -verengungen, Nebengerinne, Inselbildung, Biberdämme oder Totholzverkläuerungen sind typische Elemente naturbelassener Gewässer. Die Ausbildung besonderer Laufstrukturen weist auf morphodynamische Prozesse des Gewässers und ein erhöhtes Habitatangebot hin.
- Besondere Sohlstrukturen (EP 3.4): Pool-Riffle-Sequenzen, Kolke und Tiefrinnen, Kehrwasser, Kaskaden oder Totholzansammlungen beeinflussen das Strömungsverhalten des Gewässers und erhöhen damit dessen Diversität.

Luftbilder sind gut zur Erfassung der morphologischen Entwicklung bzw. mesoskaligen Habitatdiversität von Renaturierungsmaßnahmen geeignet, da die Entwicklungsstände im Bild festgehalten und gegeneinander bilanziert werden können. Dabei ist festzuhalten, dass UAV insbesondere für die Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen geeignet sind, da hier die lokalen Randbedingungen (niedrige Vegetation, große Freiflächen, begrenzte Länge) günstig sind.



Abb. 7: Fließgewässermonitoring mittels Aibot

4 Fazit und Ausblick

Erfolgskontrollen sind ein wichtiger Bestandteil von Renaturierungsmaßnahmen, denn sie zeigen die Wirkung der Maßnahmen auf und liefern wichtige Erkenntnisse über Entwicklungsgeschwindigkeiten, Besiedlungspotentiale oder auch Fehlentwicklungen. Diese Kenntnisse können für spätere Maßnahmen genutzt werden. Aktuell werden morphodynamische Prozesse nur unzureichend berücksichtigt. Eine stärkere Berücksichtigung der Abflussdynamik und des Sedimenttransports sowie eine einheitliche Erfassung der Hydromorphologie können diesem Umstand Rechnung tragen. In diesem Beitrag wurden zu berücksichtigende Aspekte zusammengefasst und Anwendungsbeispiele neuer Methoden gegeben.

Erfolgskontrollen sind interdisziplinär durchzuführen; nur in einem interdisziplinären Dialog lassen sich alle Aspekte, Prozesse und Zusammenhänge in Fließgewässern erfassen und zielgerichtet deuten. Auf dieser Grundlage könnten die vorhandenen statischen Bewertungsverfahren weiterentwickelt werden. Dynamische Prozesse könnten berücksichtigt werden.

5 Literatur

Berger, V. & Niemann, A. (2015): Möglichkeiten der Nutzung von Luftbildern zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen. In: STAMM, J. & GRAF, K. U. (eds.) 17. JuWi-Treffen: Fachbeiträge zur Tagung vom 26.-28. August 2015. Dresden: Selbstverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-86780-448-6

Berger, V., Niemann, A. & Feld, C. K. (2016a): Analysis of the influence of restoration measures on the morphodynamics of sand-dominated lowland streams. In: Constanzinescu, G., Garcia, M. & Hanes, D. (eds.): International Conference on fluvial hydraulics (River Flow 2016). St. Louis, USA: CRC Press. ISBN: 978-1-138-02913-2

Berger, V., Niemann, A. & Feld, C. K. (2016b): River restoration in sand-dominated lowland streams: a comparison of morphodynamic impact and response. In: Wieprecht, S., Haun, S., Weber, C., Noack, M. & Terheiden, K. (eds.) River Sedimentation: Proceedings of the 13th international symposium on river sedimentation, ISRS 2016, Stuttgart, Germany: CRC Press. ISBN: 978-1-138-02945-3

Bernhardt, Emily S., et al. (2007): "Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of US river restoration practitioners." *Restoration Ecology* 15.3 (2007): 482-493.

BMU (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) Referat Öffentlichkeitsarbeit

BMUB/UBA (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015, Bonn, Dessau.

Dahm, V.; Hering, D.; Nemitz, D.; Graf, W.; Schmidt-Kloiber, A.; Leitner, P.; Melcher, A.; Feld, C.K. (2013): Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. In: *Hydrobiologia*, Vol. 2013(704), S. 389-415

DWA (2013): Merkblatt DWA-M 570. Begriffe in der Gewässermorphologie und im Flussbau - Entwurf. Druckhaus Köthen

Feld, C.K.; Verdonschot, P.F.M. (2012): Die Rolle des Einzugsgebiets im ökologischen Fließgewässermanagement. In: *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Hardeggen, Weihenstephan, S. 329-333

Frissell, C.; Liss, W.; Warren, C.; Hurley, M. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. In: *Environmental Management*, Vol. 10(2), S. 199-214

Haase, P., Pauls, S. U., Schindehütte, K., & Sundermann, A. (2010). First audit of macroinvertebrate samples from an EU Water Framework Directive monitoring program: human error greatly lowers precision of assessment results. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(4), 1279-1291.

Hering, D.; Johnson, R.K.; Kramm, S.; Schmutz, S.; Szoszkiewicz, K.; Verdonschot, P.F.M. (2006): Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. In: *Freshwater Biology*, Vol. 51(9), S. 1757-1785

LAWA (2005): Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern - Empfehlung - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. LAWA-Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer" (LAWA-AO)

LAWA (2007): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LANUV (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

MKULNV (2015): Pressemitteilung - Minister Rammel: Flüsse und Seen sind die Lebensadern Nordrhein-Westfalens. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf

MUNLV (2009a): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Teil A - Durchführung des Monitorings. Grundlagen, Probenahme, messstellen- und parameterbezogene Bewertung. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW

MUNLV (2009b): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Teil B - Konzeption von Messprogrammen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW

MUNLV (2009c): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Teil C - Beurteilung des Gewässerzustands. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW

MUNLV (2009d): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Teil D - Anhänge. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW

Niemann, A. & Berger, V. (2015): Status und Perspektiven der Erfolgskontrolle bei der Gewässerentwicklung. In: Moderne Gewässerentwicklung unter komplexen Randbedingungen. Kassel: DWA. ISBN: 978-3-88721-231-5

Pander, Joachim, und Juergen Geist. (2013) "Ecological indicators for stream restoration success." *Ecological indicators* 30: 106-118.

Raschke, M. (2013): Stand der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Oberhausen

Schattmann, A. (2013): Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss - Reaktionen von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna. Universität Duisburg-Essen, Dr. rer. nat.

Schüller, R. (2012): Fließgewässerrückbaumaßnahmen: Hydromorphologische Effektivität. *Natur in NRW*, 2012(1), 10-12

Sommerhäuser, M.; Hurck, R. (2008): Aufbau des Arteninventars in isolierten, renaturierten Gewässerabschnitten im städtischen Bereich - Trittsteine und Strahlwirkung im Emschergebiet. In: *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, Deutscher Rat für Landespflege, Meckenheim, S. 101-105

Stemplewski, J. Sommerhäuser, M. (2010): Neue Artenvielfalt in Emschergewässern. Ein Beitrag zur Biodiversität der Ballungsräume. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 3, 12, p. 649-655

Verdonschot, P.F.M.; Spears, B.M.; Feld, C.K.; Brucet, S.; Keizer-Vlek, H.; Borja, A.; Elliott, M.; Kernan, M.; Johnson, R.K. (2013): A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. In: *Hydrobiologia*, Vol. 704(1), S. 453-474

Anschrift der Verfasser

Prof. Dr.-Ing. André Niemann
Prof. Dr. Daniel Hering
Viktoria Berger, M.Sc.
Universität Duisburg-Essen
Fakultät für Ingenieurwissenschaften
Abteilung Bauwissenschaften
Universitätsstraße 15
45141 Essen