



Hochwassersichere Entwicklung und Unterhaltung von Fließge- wässern im urbanen Bereich

- Maßnahmen und ihre hydraulischen Wirkungen



Hochwassersichere Entwicklung und Unterhaltung von Fließge- wässern im urbanen Bereich

- Maßnahmen und ihre hydraulischen Wirkungen

- BEARBEITUNG** Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
 Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
 Dr. Boris Lehmann, Dr. Sandra Schneider
- REDAKTION** LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
 Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
 Referat 41– Gewässerschutz
 Bernd Karolus
 Deckblatt Bild LUBW
- STAND** März 2011

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.



ZUSAMMENFASSUNG		5
1	VERANLASSUNG	7
2	BESONDERHEITEN URBANER FLIEßGEWÄSSER	10
3	WEGWEISER DER GEWÄSSERENTWICKLUNGSPLANUNG IM URBANEN BEREICH	13
3.1	Anforderung und Wegweiser	13
3.2	Datenerhebung und Bestandsaufnahme	15
3.3	Ermittlung des Referenzzustandes und Bewertung	17
3.4	Festlegung von Gewässerentwicklungszielen	18
4	ERFAHRUNGEN ZU MAßNAHMEN UND IHREN WIRKUNGEN	20
5	HYDRAULISCHE METHODE ZUR BEWERTUNG VON ENTWICKLUNG- UND UNTERHALTUNGSMAßNAHMEN	28
5.1	Numerische Modelle	28
5.2	Aufbau und Kalibrierung eines HN-Modells	30
5.3	Methodisches Vorgehen zur Bewertung von geeigneten Maßnahmen	30
5.4	Identifizierung hydraulisch geeigneter Flächen für Vegetationsentwicklung	33
5.5	Auswahl der Maßnahme und deren Abbildung in Form von adäquaten Widerstandsbeiwerten	36
5.5.1	Allgemeine Aspekte	36
5.5.2	Aspekte zur Simulation von Strauch-, Hecken und Baumbeständen	37
5.5.2.1	Einfluss von unterschiedlichen Vegetationstypen, -dichten auf den Wasserspiegel	37
5.5.2.2	Sedimentation von Feinsanden innerhalb der Nachlaufzone der Pflanzen	38
5.6	HN Simulationsrechnung - Bewertung von Maßnahmen	39
5.6.1	Allgemeine Aspekte	39
5.6.2	Etablierung neuer Strauch-, Hecken und Baumbeständen	40
6	GEWÄSSERUNTERHALTUNGSPLANUNG	42
6.1	Anforderung an den Unterhaltungsplan	42
6.2	Von den hydraulischen Ansprüchen zur Gehölzpflegevorgabe	42
6.3	Gewässerschau	43

7	MUSTERUNTERHALTUNGSPLAN AM BEISPIEL DER ENZ IN PFORZHEIM	45
8	LITERATUR	47

Anhang:

- 1 Erhebung der Einzelparameter für die Bewertung urbaner Fließgewässer nach König**
- 2 Hydraulische Beschreibung holziger Bewuchsbestände**

Zusammenfassung

Revitalisierungsprojekte im außerstädtischen Bereich zählen inzwischen zu den Standardaufgaben des naturnahen Wasserbaus, jedoch stellen erfolgreiche Revitalisierungsprojekte im innerstädtischen Bereich heute immer noch eine Ausnahme dar. Urbane Fließgewässer weisen im Vergleich zu Fließgewässern in der freien Landschaft aufgrund der ökonomischen und soziokulturellen Nutzung zusätzliche Anforderungen auf. So stellen Wasser-, Gas-, Elektro- oder Kommunikationsleitung im direkten Umfeld des Gewässers sowie Verkehrswege, Wünsche und Rechte der Anwohner einschränkende Randbedingungen dar. Weitere vielfältige Nutzungsanforderungen an das Gewässers selbst, wie z. B. die Funktion des Gewässers als Naherholungsgebiet, sowie die möglichst allzeitliche Wahrung der Hochwassersicherheit, sind ebenfalls zu beachten..

Bei der Bewertung werden urbane Fließgewässerabschnitte häufig als erheblich veränderte Gewässer (heavily modified water body, HMWB) ausgewiesen; diese Ausweisung entbindet jedoch nicht von der Verbesserungspflicht gemäß der EG-WRRL. Das ökologische Leitbild kann auf urbane Fließgewässer aufgrund der zusätzlichen Nutzungsansprüche an das Fließgewässer und seiner Randbereiche nur in den seltensten Fällen angewendet werden. Daher sind bei der Revitalisierung urbaner Fließgewässer Kompromisse zu finden, welche die Ziele der EG-WRRL weitestgehend erfüllen.

Die Wahrung der Hochwassersicherheit stellt die prioritäre Randbedingung im urbanen Raum dar. Die Umsetzung von einzelnen Maßnahmen hängt damit primär von deren Auswirkungen auf den sich einstellenden Wasserstand für den Bemessungsabfluss ab. Mit diesem Leitfaden wird das Ziel verfolgt, eine objektivierte Vorgehensweise vorzustellen, die es ermöglicht, eine möglichst optimale Ausnutzung der Ressourcen des urbanen Fließgewässers sowohl aus ökologischer, als auch aus gesellschaftlicher und ökonomischer Sicht zu erreichen.

Der Leitfaden richtet sich daher sowohl an den planenden Ingenieur als auch an Entscheidungsträger mit dem Ziel, ein Verständnis für die Bedeutung einer durchdachten, systematischen Planung von urbanen Revitalisierungsmaßnahmen zu schaffen. Hierbei geht es vor allem um das Aufzeigen von methodischen Abläufen.

Zuerst werden die wesentlichen Besonderheiten urbaner Fließgewässer aufgezeigt. Die eigentliche Gewässerentwicklungsplanung wird anhand eines Wegweisers, der in sechs Arbeitsstufen aufgebaut ist, erläutert. Dieser umfasst das prinzipielle Vorgehen von der Planungsphase über die Umsetzung bis hin zur Unterhaltung revitalisierter Fließgewässerprojekte. Daran anschließend werden aus der praktischen Anwendung zusammengetragene Handlungsmaßnahmen, unterteilt in die Teilaspekte Ökologie, Gesellschaft und Ökonomie, in einer Übersichtsliste aufgeführt. Das Hauptaugenmerk der Liste liegt, neben der Darstellung der Maßnahmen selbst, auch auf dem Aufzeigen der Wirkung der jeweiligen Maßnahmen sowie auf den weiteren Interaktionsaspekten, die es zu berücksichtigen gilt.

Anschließend wird eine systematische Vorgehensweise zur optimalen Ausnutzung der Ressourcen auf Basis von 2D-hydrodynamisch numerischen Berechnungen (2D-HN-Berechnung) vorgestellt. Anhand dieser Methodik werden maximale, eigendynamische Entwicklungszustände des Revitalisierungsprojektes definiert. Diese Maximalzustände bilden die Grundlage für die Ableitung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen. Damit wird deutlich, dass bereits in der Planungsphase die maximalen Entwicklungszustände der eigendy-

namischen Entwicklung erarbeitet werden müssen, um einen sicheren Abtransport des Bemessungsabflusses, auch nach Jahren der Eigenentwicklung gewährleisten zu können. Klar strukturierte Unterhaltungspläne, abgeleitet aus den Erkenntnissen der 2D-HN-Berechnung, sowie deren Umsetzung, bilden die Basis für eine nachhaltige naturnahe Gewässerentwicklung im urbanen Raum. Am Beispiel des Unterhaltungsplans für die Enz in Pforzheim werden die wesentlichen Aspekte angesprochen, die ein solcher Plan enthalten soll.

Ferner werden Monitoringempfehlungen abgeleitet, die im Rahmen der Gewässerschau zu überprüfen sind, um einer schleichenden Verschlechterung der Abflussleistungskapazität infolge der eigendynamischen Entwicklung entgegen zu wirken.

1 Veranlassung

Fließgewässer bestimmen maßgeblich das Wirkungsfeld zwischen Mensch und Umwelt. Sie zählen zu den wichtigen Ressourcen der Natur und spielen eine zentrale Rolle bei der Besiedlung der Erde sowie der Entwicklung menschlicher Kulturen.

In den vergangenen Jahrzehnten kam es zu einem grundsätzlichen Umdenken bei der Fließgewässerbewirtschaftung. Mit der Verabschiedung der EG-Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 wurde ein neuer Ordnungsrahmen unter anderem für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers definiert (Artikel 1, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft 2000). Europäische Revitalisierungsmaßnahmen an Fließgewässern sind die positiven Folgen dieser Richtlinie. Das Erreichen strukturreicher Fließgewässerökosysteme mit einem guten ökologischen Zustand ist dabei oberstes Ziel.

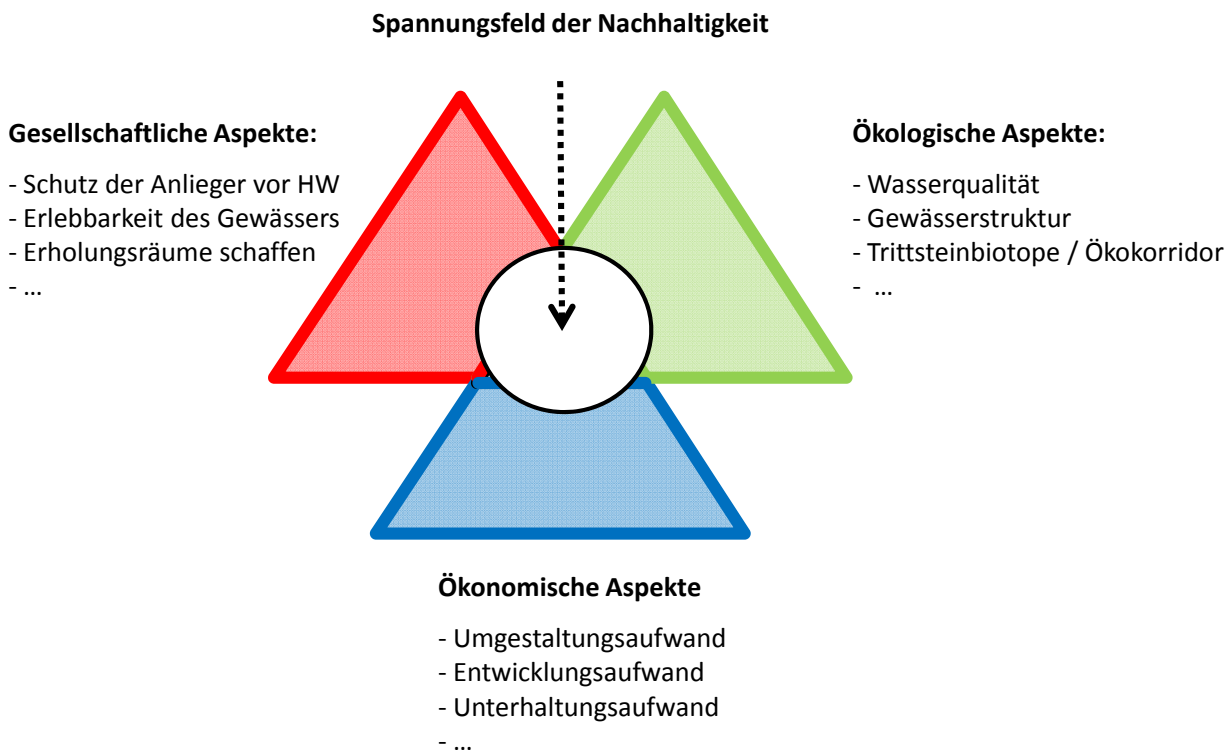


Abb. 1: Die drei Säulen der Nachhaltigkeit mit dem sich daraus bildenden Spannungsfeld für den Aspekt der Gewässerrevitalisierung (IWG verändert nach [BWG 2001])

Neben den klassischen ökologischen Ansprüchen haben Fließgewässer vor allem im urbanen Raum auch gesellschaftliche und ökonomische Ansprüche zu erfüllen. Diese Funktionen sind auch unter dem Begriff „die drei Säulen der Nachhaltigkeit“ mit den Aspekten der:

- **Ökologie,**
- **Ökonomie** und
- **Gesellschaft**

bekannt [Wietschel 2002]. In Abb. 1 ist das Spannungsfeld, das bei Revitalisierungsmaßnahmen von Fließgewässern im urbanen Raum unter Einhaltung der „drei Säulen der Nachhaltigkeit“ entsteht, grafisch dargestellt.

Den in Abb. 1 genannten drei grundsätzlichen Anforderungen der Ökologie, der Ökonomie und der Gesellschaft wurden in Kaiser [Kaiser 2005] ausgewählte Nutzungsansprüche bzw. Funktionsweisen, die an ein Gewässer gestellt werden, zugewiesen. Exemplarisch sind unterschiedliche Nutzungsansprüche für die drei Bereiche in Abb. 2 abgebildet.



Abb. 2: Ausgewählte Nutzungsansprüche an Gewässer im urbanen Raum (IWG verändert nach [Kaiser et al. 2005])

Dieser Leitfaden richtet sich sowohl an den planenden Ingenieur als auch an Entscheidungsträger mit dem Ziel, ein Verständnis für die Bedeutung einer durchdachten Planung von Revitalisierungsmaßnahmen zu schaffen. Hierbei geht es vor allem um das Aufzeigen von methodischen Abläufen. Dieses systematische Vorgehen ermöglicht eine möglichst optimale Ausnutzung der Ressourcen bzw. eine möglichst optimale Umsetzung der im Vorfeld definierten Projektziele.

Zuerst werden im Folgenden kurz die Besonderheiten urbaner Fließgewässer aufgezeigt. Der Wegweiser der Gewässerentwicklungsplanung veranschaulicht das prinzipielle Vorgehen von der Planungsphase über die Umsetzung bis hin zur Unterhaltung revitalisierter Fließgewässerprojekte. Daran anschließend werden im Kapitel 4 Maßnahmen, unterteilt in die Aspekte Ökologie, Soziokulturell und Ökonomie, in einer zusammenfassenden Liste aufgeführt. Diese Liste gibt zudem Hinweise auf die Wirkung der Maßnahmen und welche Nebeneffekte zur berücksichtigen sind.

Die Hochwassersicherheit stellt die prioritäre Randbedingung im urbanen Raum dar. Die Umsetzung von einzelnen Maßnahmen hängt damit primär von deren Auswirkungen auf den sich einstellenden Wasserstand

für den Bemessungsabfluss ab. In Kapitel 5 wird eine systematische Vorgehensweise zur optimalen Ausnutzung der Ressourcen auf Basis von 2D-hydrodynamisch numerischen Berechnungen (2D-HN-Berechnung) vorgestellt. Anhand dieser Methodik werden maximale Entwicklungsziele der Revitalisierung definiert. Diese Maximalziele bilden die Grundlage für die Ableitung von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen. Damit wird deutlich, dass bereits in der Planungsphase die maximalen Entwicklungsziele der eigendynamischen Entwicklung erarbeitet werden müssen um einen sicheren Durchfluss des Bemessungsabflusses auch nach Jahren der Eigenentwicklung gewährleisten zu können. Klar strukturierte Unterhaltungspläne, abgeleitet aus den Erkenntnissen der 2D-HN-Berechnung, sowie deren Umsetzung bilden die Basis für eine nachhaltige naturnahe Gewässerentwicklung im urbanen Raum. Aus diesem Grund wird in Kapitel 7 ein Musterunterhaltungsplan, ausgearbeitet für die Enz in Pforzheim, vorgestellt. Des Weiteren werden in diesem Punkt die wesentlichen Aspekte angesprochen, die im Rahmen einer Gewässerschau zudem überprüft werden sollten.

Für die Darstellung der wesentlichen Grundlagen der Gewässerhydraulik sei auf die bereits in der LfU Leitfadensreihe „Hydraulik naturnaher Fließgewässer“ erschienen Werke:

Teil 1 – Grundlagen und empirische hydraulische Berechnungsverfahren

Teil 2 – Neue Berechnungsverfahren für naturnahe Gewässerstrukturen

Teil 3 – Rauheits- und Widerstandsbeiwerte für Fließgewässer in Baden-Württemberg

Teil 4 – Numerische Modelle zu Strömungssimulation

verwiesen. Im Rahmen dieses Leitfadens liegt der Schwerpunkt auf der Betrachtung des Oberflächenabflusses. Gewässerrevitalisierung können neben den Auswirkungen auf den Oberflächenabfluss auch Auswirkungen auf den Grundwasserabfluss haben. Auch diese sind in der Gewässerentwicklungsplanung bei Bedarf zu berücksichtigen.

2 Besonderheiten urbaner Fließgewässer

Die positive Wirkung der ökologischen Aufwertung von Fließgewässern in der freien Landschaft ist inzwischen unbestritten. Jahrelange Erfahrungen in diesem Bereich zeigen aber auch, dass für die Revitalisierung von Fließgewässern, sei es in der freien Landschaft oder innerhalb von Ortslagen, ein integrativer Ansatz von Nöten ist. Obgleich Revitalisierungsprojekte im außerstädtischen Bereich inzwischen zu den Standardaufgaben des naturnahen Wasserbaus zählen, stellen erfolgreiche Revitalisierungsprojekte im innerstädtischen Bereich heute immer noch eine Ausnahme dar.

Eine Ursache für die schwierige Umsetzung solcher Projekte liegt unter anderem in den besonderen Nutzungsansprüchen dieser Gewässerabschnitte (vgl. Abb. 2). Die vorliegenden intensiven Nutzungsansprüche an das urbane Fließgewässer und seiner Randbereiche erlauben es nur in den seltensten Fällen, dass das ökologische Leitbild in diesem Abschnitt erreicht werden kann. Daher sind bei der Revitalisierung urbaner Fließgewässer Kompromisse zu finden, welche die Ziele der EG-WRRL weitestgehend erfüllen [Heimann 2008].

Die intensiven menschlichen Nutzungen prägen urbane Fließgewässer und deren Auen, sodass natürliche Gewässerstrukturen nur noch selten vorhanden sind. Der Wasserhaushalt mit dem dazugehörigen Abflussverhalten ist infolge dessen anthropogen überprägt. Neben den Einleitungen von Mischwasser beeinträchtigen städtebauliche Planungen sowie deren Entwicklungen das Gewässer zusätzlich. Daher sind diese Gewässerabschnitte häufig als erheblich veränderte Gewässer (heavily modified water body, HMWB) ausgewiesen; diese Ausweisung entbindet jedoch nicht von der Verbesserungspflicht gemäß der EG-WRRL.

	Primäre Merkmale	Sekundäre Merkmale	Ökologische Folgen
Wasserwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Abflussspreizung • Stoßartig auftretende Wassereinleitungen • Hindernisse, Verbau, Verrohrung • Geringe Flächenverfügbarkeit • Geometrie häufig stark verändert • Eintiefung für Anschluß an Kanalisationsrohre • Hochwasserabfluss und Entwässerung gewährleisten 	<ul style="list-style-type: none"> • Wassertiefen zu niedrig – zu hoch • Fließgeschwindigkeit zu niedrig-zu hoch • Keine Durchgängigkeit (longitudinal, lateral, vertikal) • Keine Ausuferungsmöglichkeiten • Keine Eigendynamik • Geringe hydraulische und morphologische Diversität • Verändertes Abflussverhalten • Hohe hydraulische Belastungen und Ausbau von Sohle und Ufer • Linearisierter Gewässerlauf 	<ul style="list-style-type: none"> • Substratveränderungen und –verlagerungen • Eintiefungen, Sedimentation, Kolmation • Kostenintensive Gewässerunterhaltung - Bewahrung des monotonen Zustandes • Habitatverlust • Abnahme der Habitatqualität • Abnahme der naturraumtypischen Diversität • Verinselungseffekte • Veränderung Artenanzahl und Artenzusammensetzung • Auswirkungen auf oberstrom, unterstrom gelegene Bereiche • Verringerte Resistenz • Verringerte Resilienz
	<ul style="list-style-type: none"> • Spülstöße mit hohen Schadstofffrachten • Erhöhte Temperaturen • Höhere Schadstoff- und Schmutzfrachten aus Punktquellen • Hygienische Belastungen • Erhöhte diffuse Einträge mit Schadstoffen 	<ul style="list-style-type: none"> • Prozesse laufen schneller ab • Biozönotische Wanderbarrieren durch Temperatur • Krankheitserreger im Gewässer 	

Abb. 3: Wasserwirtschaftliche Merkmale urbaner Gewässer und deren ökologische Folgen, [aus: König 2011]

In König [König 2011] findet sich eine Zusammenstellung der wesentlichen Merkmale urbaner Fließgewässer. Abb. 3 veranschaulicht die primären und sekundären Merkmale urbaner Fließgewässer aus wasserwirtschaftlicher Sicht sowie die sich daraus ergebenden ökologischen Folgen. In Abb. 4 sind ferner die soziokulturellen Merkmale anhand von primären und sekundären Defiziten aufgezeigt. Die in den beiden Grafiken aufgeführten Punkte dienen lediglich als Gedankenstütze, welche Aspekte im urbanen Raum mit zu berücksichtigen sind. Eine Ausführung der einzelnen Punkte sollen im Rahmen dieses Leitfadens nicht erfolgen, hierzu sei auf die Arbeiten von DWA 2009, Kaiser 2005, Jüring 2003 und DVWK 2000 verwiesen.

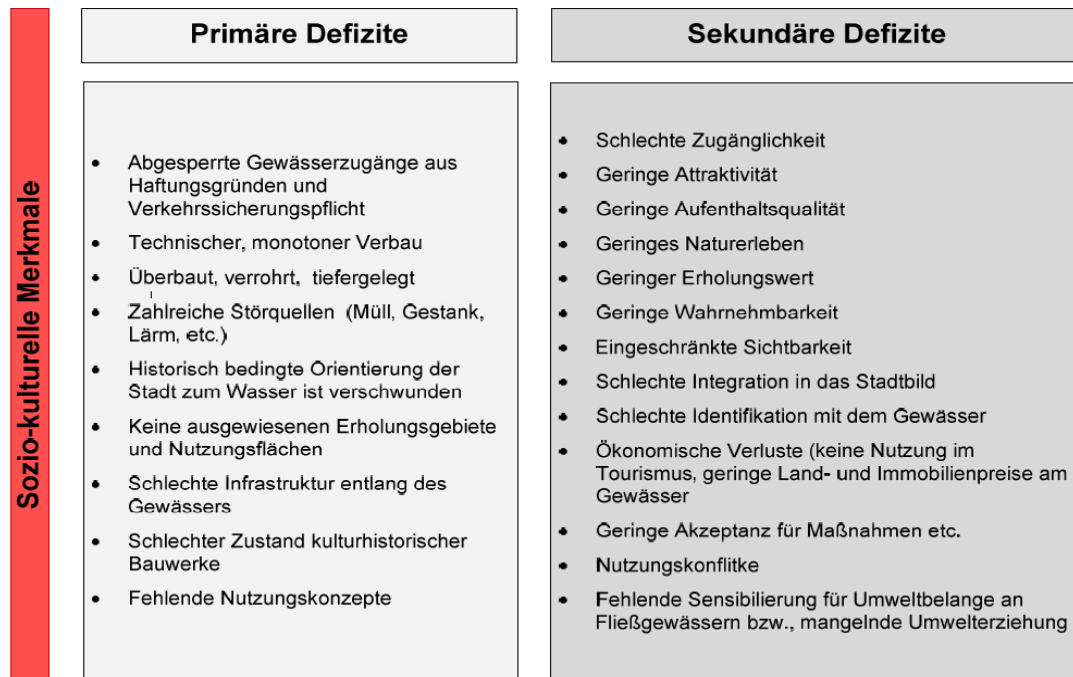


Abb. 4 Soziokulturelle Defizite urbaner Fließgewässer, [aus: König 2011].

Eine wesentliche Motivation zur Durchführung von Revitalisierungsprojekten an urbanen Fließgewässern ist weiterhin sicherlich die Verbesserung des ökologischen Zustandes. Der ökologische Zustand kann z. T. nur durch das Errichten bzw. Aufrechterhalten von Kleinbiotopen realisiert werden. Diese Kleinbiotope sind ökologisch bedeutsam, da sie als Rückzugsräume für Fauna und Flora innerhalb der Kulturlandschaft dienen. Zudem haben Kleinbiotope die Funktion von Trittsteinbiotopen. Diese Kleinbiotope sind durch durchgängige Korridore miteinander zu verbinden. Diese Korridore vernetzen Biotope des urbanen Bereichs mit dem der freien Landschaft und tragen damit zum genetischen Austausch zwischen den Populationen bei. Dabei ist zu beachten, dass eine Unterbrechung dieses Wanderkorridors sich auf das gesamte Gewässer auswirkt.

Den urbanen Fließgewässern wird inzwischen auch die Funktion einer Dienstleistung zugewiesen. Im Fachjargon wird dies unter dem Begriff „Ecosystem Services oder auf Deutsch „Ökosystemdienstleistungen“ zusammengefasst. Eine Ökosystemdienstleistung beschreibt eine Dienstleistung, die von der Natur erbracht und vom Menschen genutzt werden kann [Millenium Ecosystem Assessment 2005]. Die in der Fachliteratur diskutierten Dienstleistungen der Fließgewässer umfassen die vier Punkte:

- Bereitstellende Dienstleistung (mit z. B. Wasserversorgung, Lieferung von Nahrungsgüter in Form Fischen),
- Regulierende Dienstleistungen (mit z. B. der Funktion von Entwässerung, Hochwasserschutz, Reinigung des Gewässers, Regulierung des Lokalklimas),

- Basisdienstleistung (mit z. B. Bereitstellung von Habitaten, Abbau von organischem Material, Aufrechterhaltung von Nahrungsnetzen) und
- Kulturelle Dienstleistung (zur z. B. Freizeitnutzung, Erholung, Ästhetik, Identifikationsstiftung).

Revitalisierung im urbanen Raum umfassen damit nicht nur den Aspekt und die Dienstleistung der Verbesserung der Gewässerökologie, sondern tragen auch zur Erhöhung der Lebensqualität im innerstädtischen Bereich bei. Naturnah ausgebaute Fließgewässer können die Freizeit- und Erholungsnutzung erhöhen. Zudem werten erfolgreich umgesetzte Revitalisierungen das Landschaftsbild auf, da sie dem Gewässer und damit auch dem Stadtbild eine individuelle Charakteristik zuweisen und gleichzeitig den monetären Wert der anliegenden Immobilien steigern.

Die vielfältigen überlagernden, behindernden oder ausschließenden Nutzungsansprüche erfordern komplexe und integrierte Planungsprozesse. Voraussetzung für eine erfolgreiche Umsetzung von Revitalisierungsmaßnahmen ist neben der durchdachten Planung auch das Einholen der Akzeptanz der betroffenen Bürger. Dies kann durch Einbindung in den Planungsprozess selbst sowie durch Bildungsprojekte rund um das Gewässer erreicht werden [BfN 2011].

3 Wegweiser der Gewässerentwicklungsplanung im urbanen Bereich

3.1 ANFORDERUNG UND WEGWEISER

Die Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) wies bereits 1992 im Handbuch Wasser 2 Band 3 „Gewässerentwicklungsplanung“ auf die Notwendigkeit der fachübergreifenden Planung und Beurteilung von Maßnahmen bei Revitalisierungsprojekten hin. Die Empfehlung nach LfU 1992 lautet konzeptionelle Planungsansätze in Form von Gewässerentwicklungskonzepten und Gewässerentwicklungsplänen die vielfältigen Teilmaßnahmen zu wirksamen Maßnahmenpaketen zu verknüpfen.

Bei der Gewässerentwicklungsplanung erfolgt zunächst eine umfassende Bestandsaufnahme der Gewässersituation sowie möglicher Belastungen. Daraus werden Maßnahmen zur Erhaltung der Gewässer bzw. je nach Zustand des Gewässers auch Umgestaltungen, so genannte Revitalisierungsmaßnahmen abgeleitet. Ein besonderes Augenmerk ist dabei auf die zu entwickelnde Habitatvielfalt sowie die natürliche Eigendynamik der Fließgewässer zu legen. Diese natürliche Eigendynamik sollte, sofern möglich, wieder initiiert werden.

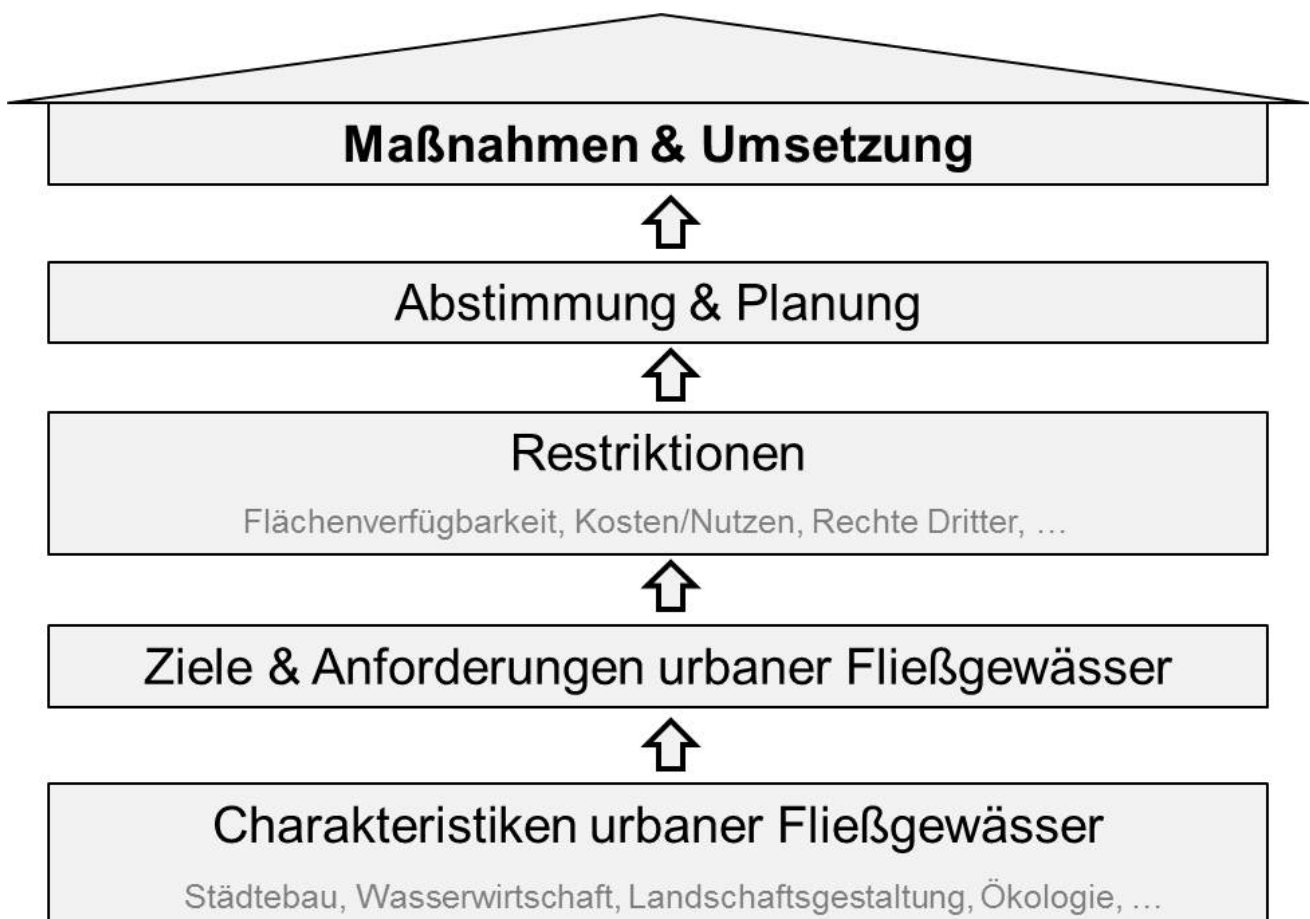


Abb. 5: Charakteristiken, Anforderungen und Restriktionen für die Maßnahmenplanung urbaner Fließgewässer (IWG verändert nach [DWA 2009])

<p>Stufe 1: Datenerhebung</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Abgrenzung des Planungsgebietes ▪ Geologie des Gebietes anhand von Karten ▪ Hydrologische Daten ▪ Daten zum Naturraum (Schutzgebiete etc.) ▪ Erfassung der Gewässermorphologie anhand vorhandener Karten ▪ Typologische Einordnung des Gewässers z.B. nach Typenkatalog der EU
<p>Stufe 2: Bestandsaufnahme und aktuelle Daten</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Erfassung der Gewässermorphologie anhand einer Begehung ▪ Erfassung der Nutzungen und vorhandener wasserwirtschaftlicher Anlagen ▪ Erfassung gewässernaher Infrastrukturelemente (Straßen, Leitungen, Kreuzungen, etc.)
<p>Stufe 3: Erstellen des heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustandes</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Ableiten aus der räumlichen Referenz ▪ Ableiten aus der historischen Referenz ▪ Ableiten aus der theoretisch rekonstruierten Referenz ▪ Definition des hpn-Zustandes aus den drei Referenzen
<p>Stufe 4: Bewertung des derzeitigen Zustandes am hpn-Zustand</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Gewässerstrukturgütebewertung zum Aufdecken vorhandener öko-morphologischer Defizite ▪ Bewertung der Gewässerflora und –fauna Ursachen für die aufgedeckten Defizite erörtern ▪ Bewertung der Gewässergüte Restriktionen analysieren und Alternativen suchen
<p>Stufe 5: Formulierung der Gewässerentwicklungsziele</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Darstellung der Zielkonflikte aufgrund der Nutzungen und Restriktionen ▪ Ableiten von Renaturierungsmöglichkeiten ▪ Durchführung notwendiger (Sicherheits-)Nachweise (z.B. Hydraulik, Standsicherheit, Hochwasserschutz) ▪ Ermitteln der kurz-, mittel- und langfristig erreichbaren Ziele unter Berücksichtigung unterschiedlicher Renaturierungsmethoden und deren Auswirkungen ▪ Bewertung der erreichbaren ökologisch-morphologischen Zustände und Nutzungseinschränkungen ▪ Vergleich der betrachteten Renaturierungsmöglichkeiten ▪ Abstimmung über Art und Umfang der Renaturierungen mit Beteiligten und Betroffenen ▪ Dokumentation der Entscheidungsgründe
<p>Stufe 6: Handlungs- und Maßnahmenvorgabe</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Entscheiden über die Renaturierungsmethode: Erhalten, Entwickeln und/oder Umgestalten ▪ Maßnahmen in Planwerken darstellen ▪ Prioritäten und Zeitplan abstimmen und festlegen ▪ Erfolgskontrollen abstimmen und durchführen ▪ Ggf. Korrektur der Planung während des Umsetzungsprozesses

Abb. 6: „Wegweiser“ durch die Gewässerentwicklungsplanung, [aus: Lehmann 2005]

Die klassischen Ziele der Gewässerentwicklung umfassen nach LfU [LfU 1992] die Punkte:

- **Erhaltung** ökologisch wertvoller, naturnaher Gewässerbereiche, einschließlich der Auen, beispielsweise durch eine ökologisch orientierte Gewässerunterhaltung bzw. eine Zulassung der natürlichen Entwicklung,
- **Entwicklung** naturnaher Gewässer, einschließlich der Auen, aus ökologisch verarmten Gewässerbereichen, z.B. durch weitgehendes Belassen von Auskolkungen und spontanem Vegetationsaufwuchs, Gehölzpflanzungen, Einbringen von Störsteinen etc. (nicht genehmigungsbedürftige Maßnahmen),
- **Naturnahe Umgestaltung** ausgebauter Fließgewässer und ihrer Auen, d.h. ein Gewässerausbau nach ökologischen Gesichtspunkten, sofern einer naturnahen Eigenentwicklung keine Erfolgsaussichten eingeräumt werden (Planfeststellungs- bzw. genehmigungsbedürftige Maßnahmen).

Im urbanen Bereich sind bei den Nutzungsanforderungen der Gewässer neben den ökologischen auch die hochwasserschutztechnischen, ästhetisch/touristischen und landespflegerischen Belange mit zu berücksichtigen. Abb. 5 veranschaulicht die Punkte Charakteristiken, Anforderungen und Restriktionen sowie Maßnahmenplanung und -umsetzung urbaner Fließgewässer in Form eines Hierarchiediagramms.

Die vielfältigen Charakteristiken mit den damit verbundenen Restriktionen urbaner Fließgewässer stellen zusätzliche Anforderungen an die Gewässerentwicklungsplanung. Lehmann [Lehmann 2005] erarbeitete einen „Wegweiser“ für die Erstellung eines Gewässerentwicklungsplans in Form einer sechsstufigen Methode (vgl. Abb. 6).

Im Folgenden werden die Stufen des „Wegweisers“ aufgezeigt. Zudem werden die Punkte, die bei der Gewässerentwicklungsplanung im urbanen Bereich Besonderheiten gegenüber der klassischen Gewässerentwicklungsplanung aufweisen, erläutert. Nach Abb. 6 setzt sich die Bestandsaufnahme zusammen aus der Stufe 1 und der Stufe 2. In Stufe 3 erfolgt die Erstellung des Referenzzustandes anhand dessen der derzeitige Zustand in Stufe 4 bewertet wird. Anhand der Defizitanalyse werden in Stufe 5 entsprechende Gewässerentwicklungs- bzw. Projektziele erarbeitet. In der letzten Stufe erfolgt die Definition der zu realisierenden Handlungs- und Maßnahmenvorgaben.

Wichtige Hinweise zur Gewässerentwicklungsplanung können auch den Leitfäden „Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg“ Teil 1 Grundlagen [LfU 1998a], Teil 2 Gewässerentwicklungskonzept [LfU 1998b] und Teil 3 Arbeitsanleitung zur Erstellung von Gewässerentwicklungsplänen [LfU 2002a] entnommen werden.

3.2 DATENERHEBUNG UND BESTANDSAUFNAHME

Die Stufe 1 und 2 im Wegweiser der Gewässerentwicklungsplanung dienen der Bestimmung des Ist-Zustandes. Folgende Punkte sind dabei zu beachten:

- **Abgrenzung des Planungsgebietes**

Die Betrachtung der Maßnahmenggebiete sollte sich nicht nur auf das Gewässer mit den Ufern beschränken, sondern auch die Anknüpfung des Siedlungsraums an das Gewässer, die Verbindung des Gewässers mit seinem Umfeld sowie zu sonstigen Grünbereichen und von landschaftsästhetischen Aspekten und Beziehungen beachten.

- **Ermittlung der Geologie des Gebietes anhand von Karten**

Geologische Karten von Baden-Württemberg gibt das Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau in Freiburg heraus. An dieser Karte lässt sich erkennen

- welche Gesteinsschichten die einzelnen Landschaften Baden-Württembergs bilden (**Geologie**),
- wie sich die Gesteinsschichten in den Jahrmillionen der Erdgeschichte gebildet haben (**Erdgeschichte**) und
- wie sich die charakteristischen **Landschaftsformen**, z.B. die Schichtstufenlandschaft der schwäbischen Alb, gebildet haben (Geomorphologie).
- Bestimmung der hydrologischen Daten anhand von Pegeldaten oder der Regionalisierung

- **Bestimmung der hydrologischen Daten anhand von Pegeldaten oder der Regionalisierung**

Neben den lokalen Kenntnissen der hydrologischen Situation können Informationen auch anhand der „Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg“ [LUBW 2007] gewonnen werden.

- **Erhebung der Daten zum Naturraum (Biotope und Schutzgebiete etc.)**

Hierzu gibt es vielfältige Informationsquellen. Neben den Informationen zu z. B. potentiellen ökologischen Vernetzungen können auch Bereiche ausgemacht werden, in denen keine Maßnahmenplanungen möglich sind.

- **Typologische Einordnung des Gewässers z. B. nach Typenkatalog**

Die LAWA-Typenkarte kann wegen der stark generalisierten Bearbeitungsebene (Bundesgebiet) in manchen Fällen nicht alle kleinräumigen Besonderheiten aufzeigen. Eine Korrektur der Typenzuordnung der Gewässer bzw. Gewässerabschnitte ist daher ausdrücklich vorgesehen und erfolgt in größeren Abständen unter Mitwirkung der Länder.

Die Typenkarte Baden-Württemberg beruht auf der LAWA-Typenkarte und enthält insgesamt 14 Fließgewässertypen. Der für ein Gewässer angegebene Typ kann - aus den oben genannten Gründen - in Einzelfällen von den vor Ort im Gewässer beobachtbaren Verhältnissen abweichen. Bei Vorliegen eines solchen Falles ist der den örtlichen Gegebenheiten entsprechende - verifizierte - Typ maßgeblich.















Alpenvorland		
	Typ 2:	Fließgewässer des Alpenvorlandes
	Typ 3:	Fließgewässer der Jungmoränen des Alpenvorlandes
	Typ 4:	Große Flüsse des Alpenvorlandes
Zentrales Mittelgebirge ohne Alpenvorland		
	Typ 5:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
	Typ 5.1:	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
	Typ 6:	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
	Typ 7:	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
	Typ 9:	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
	Typ 9.1:	Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche
	Typ 9.2:	Große Flüsse des Mittelgebirges
	Typ 10:	Kiesgeprägte Ströme
Region unspezifische Typen		
	Typ 11:	Organisch geprägte Bäche
	Typ 12:	Organisch geprägte Flüsse
	Typ 19:	Kleine Niederungsließgewässer in Fluss- und Stromtälern

Abb. 7: Fließgewässertypen in Baden-Württemberg [aus: LUBW 2005]

- **Erfassung der Gewässermorphologie anhand vorhandener (auch historischer) Karten und einer Begehung**

Im Leitfaden „Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg – Feinverfahren“ [LUBW 2008] wird das methodische Vorgehen beschrieben. Des Weiteren besteht ein EDV-Tool, um die Kartierung zu erfassen. Insbesondere für die Erfolgskontrolle bietet es sich an die Gewässerstruktur zu kartieren, um eine „Vorher – Nachher“ Vergleich zu ermöglichen.

- **Erfassung der Nutzung und vorhandener wasserwirtschaftlicher Anlagen sowie gewässernaher Infrastrukturelemente (Straßen, Leitungen, Kreuzungen etc.)**

Um nachträgliche Einschränkungen in der Gewässerentwicklungsplanung vermeiden zu können, sind intensive Recherchen vorhandener Anlagen und Infrastrukturelemente durchzuführen. Hierzu empfiehlt es sich fachübergreifende Informationen in den kommunalen Verwaltungen einzuholen. Im Zuge dieser Recherche bietet es sich auch an über das Projekt breit gestreut zu informieren. Zudem hat sich in der Praxis auch gezeigt, dass bei entsprechend transparenter Planung eine vermeintlich unabänderbare Randbedingung, wie z. B. eine Gewässerverdolung, durchaus veränderbar ist.

3.3 ERMITTLUNG DES REFERENZZUSTANDES UND BEWERTUNG

Der „Wegweiser der Gewässerentwicklungsplanung“ (Abb. 6) empfiehlt die Erstellung eines heutigen potentiell natürlichen Gewässerzustandes, dem so genannten hpn-Zustand. Dieser Zustand wird in der Literatur je nach Definition auch als Leitbild oder Referenz-Zustand bezeichnet. Die Umsetzung dieses z. T. auch auf theoretischer Basis abgeleiteten Referenz-Zustandes als ZIEL-Zustand ist, wie bereits in Kapitel 2 erläutert, im urbanen Raum nur bedingt umsetz- bzw. realisierbar.

Der Referenz-Zustand muss für urbane Gewässer neben den ökologischen noch die ökonomischen und soziokulturellen Aspekte mit berücksichtigen. Damit beschreibt der Referenz-Zustand für urbane Fließgewässer einen sogenannten Bewertungsmaßstab und stellt keine Entwicklungsziele dar. Die Definition der Entwicklungsziele erfolgt nachdem die Defizite herausgearbeitet worden sind. Ein allgemeingültiger Bewertungsmaßstab ermöglicht ferner ein Vergleich unterschiedlicher urbaner Gewässer und bildet gleichzeitig die Basis für die Identifizierung der vorhandenen Defizite.

Bei der Definition von Entwicklungszielen ist zudem die „räumliche Fernwirkung“ durch die sogenannte Strahlwirkung einzelner Maßnahmen mit zu berücksichtigen [DWA 2009]. Des Weiteren können künstliche „leitbildkonforme Ersatzstrukturen“ die Funktion von natürlichen Strukturen übernehmen [Jürging, Patt 2005]. Für urbane Fließgewässer empfehlen daher Kaiser [Kaiser et al. 2005] und König [König 2011] statt des hpn-Zustand gewässertypische Referenz-Zustände zu definieren.

Ferner führte König [König 2011] ein Vergleich unterschiedlicher Gewässerkartier- und Bewertungsverfahren durch. Sie kam zu dem Schluss, dass die existierenden Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur diese zusätzlichen Randbedingungen des urbanen Raums bisher, z. B. in der Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA, oder in der Gewässerstrukturkartierung nach Baden-Württemberg [LUBW 2008] nicht ausreichend bei der Bestandsaufnahme berücksichtigt werden. Ferner führen die existierenden Bewertungsverfahren systembedingt zu keinem befriedigenden Ergebnis, da die defizitäre Bewertung meist im direkten Zusammenhang mit der hohen Funktions- und Restriktionsdichte der urbanen Fließgewässer steht. Zudem sind bei der Bewertung urbanen Fließgewässer die soziokulturellen Funktionen mit zu berücksichtigen.

Aus diesem Tatbestand heraus entwickelte König [König 2011] ein Erhebungs- und Bewertungskonzept, das die speziellen Belange und Ansprüche der urbanen Gewässer mit einbezieht. Dabei werden neben den klassischen Parameter der Gewässerstruktur zudem soziokulturelle Parameter erhoben. Die erhobenen 30 Einzelparameter werden nach einem Bonus-Malus-System bewertet und anschließend in das von der EG-WRRL geforderte 5-stufige Bewertungssystem überführt. Diese Anpassung ist notwendig, da die zahlreichen Restriktionen und Nutzungsansprüche das Umfeld des urbanen Fließgewässers mit prägen. Im Anhang findet sich eine Zusammenstellung der empfohlenen Einzelparameter für die Bewertung der Gewässerstruktur. Die ökologische Zustandsbewertung von Oberflächenbewertung sollte ferner nach der EG-WRRL erfolgen. Für die Bewertung der biologischen Gewässergüte sei z. B. auf das Berechnungsverfahren nach ASTERICS / PERLODES verwiesen. Diesem Verfahren liegt im Modul Saprobie die DIN 38410 (2004) zugrunde.

3.4 FESTLEGUNG VON GEWÄSSERENTWICKLUNGSZIELEN

Der DWA [DWA 2009] formulierte die zentralen **Ziele und Anforderungen für urbane Fließgewässer** aus gewässerökologischer Sicht mit:

- Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit,
- Erhalt/Entwicklung wertvoller und schützenswerter Bereiche (Gewässerbett, Ufer, Umland) auch im Hinblick auf die Bedeutung für das Wiederbesiedlungspotential,
- Schutz und Wiederausbreitung - insbesondere von gefährdeten und bedrohten – typischen Pflanzen- und Tierarten, Pflanzengesellschaften und Tiergemeinschaften sowie naturnahe Biotop (z.B. Quellen, Feuchtwiesen),
- Erhalt bzw. Schaffung von Möglichkeiten zu einer möglichst eigendynamischen Ufer- und Bachbettentwicklung mit Geschiebeumlagerung, natürlichem Lückenraumsystem des Bachbetts (Interstitial), Flach- und Tiefwasserbereichen und möglichst naturnaher Vegetation im unmittelbaren und weiteren Uferbereich, soweit der Hochwasserschutz hierdurch nicht beeinträchtigt wird,
- Entwicklung anthropogen überformter Bereiche in Richtung größerer Naturnähe (z.B. durch Renaturierung mit Profilaufweitung zur Schaffung größerer Wasserwechsellonen, Ersatz standortfremder Gehölze durch standortgerechte Bestände).

Neben den ökologischen Zielen hat z. B. eine artenreiche Flora und Fauna auch einen hohen Stellenwert in der Bevölkerung. Daher sind, vor allem im urbanen Raum, nicht nur die ökologischen, sondern auch die gesellschaftliche und ökonomische Belange des Gewässers bei den Gewässerentwicklungszielen mit zu berücksichtigen.

In Tabelle 1 sind mögliche Projektziele für eine erfolgreiche Revitalisierung dargestellt. Dabei sind die Projektziele nach dem Konzept der „drei Säulen der Nachhaltigkeit“ in die Bereiche Gesellschaft, Ökologie und Ökonomie eingeteilt.

Tabelle 1: Mögliche Projektziele einer erfolgreichen Revitalisierung

Gesellschaft: Schutz und Nutzen	Ökologie: Umwelt- und Naturschutz	Ökonomie: wirtschaftliche Aspekte
nachhaltiger Hochwasserschutz	naturnahes Abflussregime	für den Bürger sichtbaren Mitteleinsatz
hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	effiziente Mittelbewirtschaftung (Budgeteinhaltung)
Natur- und Gewässererlebnis	naturnaher Geschiebehaushalt	Steigerung der Attraktivität des Siedlungsraum
Landschaftsästhetik	naturnahes Temperaturregime	Synergieeffekte mit anderen Planungen
Freiraum	Longitudinale, laterale und vertikale Vernetzung	reduzierte Gewässerunterhaltung
verbessertes Mikroklima	naturnahe Diversität und Abundanz der Flora und Fauna	Naturgewinn
Akzeptanz eines Revitalisierungsprojektes in der Bevölkerung steigern	funktionierende organische Kreisläufe	Gefahrenpotential senken
	naturnahe Wasserqualität	

Die Projektziele werden für jedes Projekt individuell zusammengestellt. Die Ziele können kurz-, mittel und langfristige definiert werden. Je nach Zeitvorgabe lassen sich unterschiedliche Projektziele realisieren. Dabei ist darauf zu achten, dass sowohl die Zielkonflikte aufgrund der Nutzungen als auch die gegebenen Restriktionen darzustellen sind.

Anhand der Projektziele und der Zeitvorgabe werden potentielle Maßnahmen abgeleitet. Anschließend erfolgt ein Vergleich bezüglich ihrer Eignung zur Zielerreichung. In der Planung ist an die Durchführung notwendiger (Sicherheits-)Nachweise, wie z. B. Hydraulik, Geotechnik, Standsicherheit, Hochwasserschutz etc., zu denken. Die erreichbaren ökologisch-morphologischen Zustände und Nutzungseinschränkungen sind zu bewerten. Die Abstimmung über Art und Umfang der Revitalisierung muss mit den Beteiligten und Betroffenen erfolgen. Dabei sind die Entscheidungsgründe zu dokumentieren.

Die geeignete Bestimmung von Einzelmaßnahmen ist eine zentrale Anforderung in der konkreten Planung von Revitalisierungsprojekten. Im folgenden Kapitel wird eine Auswahl an Handlungsmaßnahmen, für die Realisierung der gesteckten Gewässerentwicklungsziele zur Verfügung stehen, vorgestellt.

4 Erfahrungen zu Maßnahmen und ihren Wirkungen

Entsprechend der gesteckten Projektziele können, unter Einhaltung der gegebenen Restriktionen, die zur Verfügung stehenden Maßnahmen sehr unterschiedlich ausfallen.

Den in Tabelle 1 aufgeführten Projektzielen werden in Tabelle 2 konkrete Maßnahmen zugewiesen. Dabei wird jede Einzelmaßnahmen mit Blick auf die Auswirkung auf das Gewässer selbst, sowie den Punkten, die bei der Umsetzung zu beachten sind, betrachtet. Diese Liste erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit und kann je nach definiertem Projektziel entsprechend erweitert werden.

Eine Bewertung der jeweiligen Maßnahme bezüglich der hydraulischen Auswirkung auf das Gewässersystem wurde bewusst nicht durchgeführt, da sich Maßnahmen immer auf das gesamte Fließgewässersystem auswirken können. Am Ende der Maßnahmenliste werden anhand des Beispiels von um- sowie überströmten deklinanten und inklinaten Buhnen die unterschiedlichen hydraulischen Auswirkungen sowie deren Folgen auf die Gewässer- und Ufermorphologie erläutert. Damit soll ein generelles Verständnis für die komplexen Wechselwirkungen, die bei der Auswahl von Maßnahmen zu berücksichtigen sind, geschaffen werden.

Tabelle 2 ist als eine „Ideensammlung“ möglicher Umsetzungsoptionen einer Fließgewässerrevitalisierung zu sehen und kann gemäß den lokalen Anforderungen ergänzt werden.

Tabelle 2: Maßnahme und deren Wirkung auf das Fließgewässer

Maßnahme	bewirkt ...	zu beachten ist, dass ...
Ökologie: Umwelt- und Naturschutz		
► morphologische und hydraulische Variabilität, naturnahes Abflussregime		
struktureiche Fließgewässer durch: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Varianz der Flussbreite (durch Aufweitung bzw. Einengung) ▪ Varianz der Abflusstiefe (durch Aufweitung bzw. Einengung) ▪ Strukturierung des Hauptbettes, Einbau von Inseln ▪ Strukturierung von Sohle, Ufer und/oder Vorland 	eine größere Habitatdiversität	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine Aufweitung/Einengung zu einer Verminderung/Erhöhung der mittleren Fließgeschwindigkeit führt mit den entsprechenden Folgen nach Ober-/Unterstrom ▪ keine Kolmation entsteht ▪ es zu keinen extremen, Struktur zerstörenden Kolkbildungen kommt ▪ es infolge einer veränderten Fließgeschwindigkeit, es zu einem veränderten Geschiebeverhalten kommen kann
	initiiert dynamische Erosions- und Sedimentationsprozesse	
Strömungsvariabilität im Abflussquerschnitt durch: <ul style="list-style-type: none"> ▪ struktureiche Fließgewässer ▪ Einbringen von Totholz ▪ zulassen von unterschiedlichen Vegetationshabitattypen ▪ Einbringen von Störsteinen im Hauptbett ▪ Leitwerke, Buhnen einbauen 	eine größere Habitatdiversität	<ul style="list-style-type: none"> ▪ die Hochwassersicherheit nicht durch Verklausung von Totholz innerhalb von Bauwerken oder Holzigen Auenpflanzen gefährdet wird ▪ kein unkontrolliertes Wachstum/Ausbreiten der Vegetation entsteht ▪ Ufererosion im urbanen Raum nur begrenzt möglich ist
	eine lokale Variabilität in der Fließgeschwindigkeitsverteilung mit der Schaffung schnelleren und von strömungsberuhigten Zonen	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schaffung von beruhigten Wasserzonen 	ein zur Verfügung stellen von Lebens- und Laichhabitate für Fische	<ul style="list-style-type: none"> ▪ keine unkontrollierten Kolke und Sedimentationsflächen entstehen

Maßnahme	bewirkt ...	zu beachten ist, dass ...
naturnahes Abflussregime herstellen (durch Stauhaltung wird das natürliche Abflussgeschehen unterbrochen) <ul style="list-style-type: none"> ▪ angepasstes, gegliedertes Gerinnequerprofil mit Niedrigwasserrinne errichten ▪ Erhöhung der Mindestwassermenge (bei Bedarf) ▪ Verminderung von Schwall-Sunk-Betrieb ▪ ökologische Betriebsanpassung des Flusskraftwerks ▪ ökologische Betriebsanpassung der Wasserentnahme ▪ ökologische Betriebsanpassung von Wehren 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine tages- und jahreszeitliche Variabilität des Abflussregimes und damit eine größer Differenziertheit der zur Verfügung stehenden Habitats ▪ eine Änderung im Geschiebe- und Schwebstofftransport 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Stauhaltungen einen direkten Einfluss auf die Grundwassersituation haben. Werden Stauwasserspiegel verändert, müssen die Auswirkungen des veränderten Grundwasserstandes auf die angrenzende Nutzungen und Siedlungsbereich geprüft werden.
Änderung der Lauflänge resp. Gefälle	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine Änderung des Schwebstoff- und Geschiebetransports 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ die Sohlstabilität gewährleistet bleibt und damit das Gewässerbett entsprechend angepasst werden muss ▪ sich die Kornverteilung der Sohle entsprechende dem Fließregimetyptyp einstellt, ansonsten kann es zu Verlusten an Laichplätzen kommen
► naturnaher Geschiebehaushalt		
Sohleneintiefung verhindern <ul style="list-style-type: none"> ▪ Geschiebezugabe mit einem größeren mittleren Korndurchmesser 	im Idealfall dass die Transportkapazität gleich des Geschiebeeintrags ist	<ul style="list-style-type: none"> ▪ es zu einer Sedimentation kommt sofern die Transportkapazität kleiner als der Geschiebeeintrag ist ▪ das zugegebene Material nicht deutlich größer ist als der aufgrund der Transportkapazität errechnete Korndurchmesser, das sich sonst eine Deckschicht bildet ▪ keine Abpflasterung der Sohle eintritt ▪ keine Auflandungsbereiche im Unterwasser entstehen
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Reduktion der Sohlschubspannung durch Änderung der Flussbreite und/oder Gefälle 	dass Geschiebe, Schwebstoffe und Ufer erodieren/sedimentiert	<ul style="list-style-type: none"> ▪ die morphologische Neugestaltung der Struktur kontrolliert abläuft, d.h. das Gefahrenpotential nicht erhöht wird
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sohle stabilisieren, bzw. Gefälle langsam abbauen durch z. B. Bau von Rampen / Sohlengleiten 	eine Sohlstabilität, da die Sohlschubspannung lokal verringert wird	<ul style="list-style-type: none"> ▪ keine Abpflasterung der Sohle eintritt
Erhöhung der Sohlschubspannung <ul style="list-style-type: none"> ▪ Änderung der Abflussgeometrie ▪ Verkürzung der Gewässerlaufstrecke 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ dass Kolmation verhindert wird; denn Kolmation behindert die Anreicherung des Grundwasserleiters ▪ eine Austausch mit dem Interstitial 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ zu hohe Fließgeschwindigkeiten zu Erosionsprozessen führen können
► naturnahes Temperaturregime		
strukturdiverse Fließgewässer <ul style="list-style-type: none"> ▪ vermeiden von kanalartigen Strukturen im Hauptgewässer ▪ Schaffung/Anbindung von Seitenarmen ▪ Schaffung von Beschattung des Gewässers 	eine Temperaturdiversität innerhalb des Systems; ein Temperaturgradient zwischen Hauptfluss und stagnierenden Seitengewässerkörper ermöglicht eine höhere Artenvielfalt	<ul style="list-style-type: none"> ▪ keine extremen Temperaturen innerhalb der Niedrigwasserrinne entstehen ▪ die neu geschaffenen Temperaturgradienten nicht als Barriere von den Organismen wahrgenommen werden

Maßnahme	bewirkt ...	zu beachten ist, dass ...
Verringerung der Temperaturmaxima bei Niedrigwasser <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mindestwassermenge erhöhen ▪ Niedrigwasserrinne schaffen ▪ Schaffung von Beschattung des Gewässers ▪ Verhinderung von Wärmeeinleitungen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine Absenkung der maximalen Wassertemperatur; zu hohe Temperaturen mit zu geringem Sauerstoffgehalt im Wasser können für manche Tierarten tödlich sein ▪, dass hohe Temperaturen die Abbauraten von organischem Material sowie den Lebenszyklus von Makroinvertebraten beeinflusst, da chemische Reaktionen bei höheren Temperaturen schneller ablaufen 	
► longitudinale Vernetzung: Wiederherstellen von Durchgängigkeit und Wanderkorridor		
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Umbau bzw. Entfernung von Quer-/Längsbauwerken ▪ Errichtung von Fischpass oder Umgehungsgerinne ▪ Anbindung von Seitengewässern ▪ Einhaltung bzw. Gewährleistung der Mindestwassertiefe 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ ein Austausch von Organismen und Nährstoffen, die als Nahrungsquelle für Fische und Makroinvertebraten dienen ▪ ermöglicht Wanderung von Fischen, Makrozoobenthos und Amphibien ▪ dass Totholz und Schwemmmaterial je nach Bauwerksgröße/-art weitertransportiert werden kann 	sich neue Transportkapazitäten einstellen werden bis sich ein neues Gleichgewicht eingestellt hat
► laterale Vernetzung: gewährleistet die Verbindung und den Austausch zwischen aquatischen und terrestrischen Auenhabitaten		
naturnahes Abflussregime sowie natürliche Überflutungsdynamik herstellen <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anbindung Seitengewässer ▪ Altwässer reaktivieren ▪ Entfernung harter Uferbefestigungen ▪ Abflachung von Uferbereichen ▪ Schaffung von Überschwemmungszonen/ Schwemmflächen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine natürliche/größere Sukzessionsdynamik der Ufervegetation ▪ eine größere Abflussdynamik innerhalb der Aue ▪ eine Durchgängigkeit des Gewässers zu Ufer und Umland 	▪ neu Überflutungsbereiche Einfluss auf das Grundwasser haben können
► vertikale Vernetzung		
Entfernung von Sohlbefestigung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine In-/Exfiltration von Flusswasser ins Grundwasser bzw. rsp. ▪/schafft Lebensraumhabitat für Organismen, die einen Teil ihres Lebenszyklus im hyporheisches Interstitial verbringen 	bei hoher Schadstoffbelastung des Wassers diese Schadstoffe auch in den Grundwasserleiter gelangen können
Verringerung der Temperaturmaxima bei Niedrigwasser	s. Umwelt und Ökologie	s. Verringerung der Temperatur bei Niedrigwasser
► naturnahe Wasserqualität: Veränderung der Wasserqualität		
Stoffrückhalt schaffen durch: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anschlussgrad an kommunale Kläranlagen weiter erhöhen ▪ Nachrüstung mechanisch-biologischer Kleinkläranlagen auf eine vollbiologisch wirkende Reinigungsstufe ▪ Einleitung von ungeklärten Spülstoffen auf ein Minimum reduzieren ▪ Reinigung des urbanen Regenwasserabflusses 	bei steigender Wasserqualität steigt die Diversität und Abundanz der Flora und Fauna	

Maßnahme	bewirkt ...	zu beachten ist, dass ...
Einrichtung von Gewässerrandstreifen	eine Verringerung der Belastungen der Gewässer durch diffusen Quellen	
Erhöhung der Infiltrationsrate durch Schaffung von: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Parallelgerinnen ▪ Aufweitungsstrecken 	dass Wasser schneller in den Grundwasserkörper gelangt; gleichzeitig sinkt die Selbstreinigungsrate infolge kürzerem Kontakt mit Bodenmikroorganismen	die Vorschrift in Grundwasserschutz-zonen eingehalten werden
► naturnahe Diversität und Abundanz der Flora und Fauna: Habitatdiversität erhöhen		
Extensivierung der Vorlandnutzung	eine Erhöhung der Habitatdiversität	
Anpflanzung von standorttypischen Auenpflanzengesellschaften	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine größere Höhenstufenstrukturierung auf den Vorländern ▪ kann als Hörschutz vom Stadtlärm wahrgenommen werden 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Neuanpflanzung müssen vor Fraßschutz in den Anfangsjahren oft eingezäunt werden, dies ist im HN-Modell entsprechen zu berücksichtigen ▪ durch Anpflanzung keine unnötigen Abflussbarrieren errichtet werden (vgl. Unterhaltung von Vorlandvegetation)
Angepasste Unterhaltung mit ggf. auch Abholzung von holzigen Auenpflanzen bei monotonem Pflanzenbestand	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine artenreichere Vegetationsverteilung ▪ schafft Sichtfenster auf das Gewässer ▪ ein Abflussvolumenerhöhung 	
Anbindung/ Schaffung von Altauen und Seitengewässer	<ul style="list-style-type: none"> ▪ eine Erhöhung der Habitatdiversität ▪ ein Abflussvolumenerhöhung 	hohe Sedimentationsraten innerhalb des Seitengewässers auftreten können sofern die Anbindung ungünstig erfolgt
Intensität und Häufigkeit von Überschwemmungsereignissen erhöhen <ul style="list-style-type: none"> ▪ angepasste Wehrsteuerung ▪ Ufer abflachen 	dass sich infolge der erhöhten Überschwemmungshäufigkeit und der damit einhergehenden höheren Habitatdiversität es ebenfalls zu einer Erhöhung der Diversität und Abundanz von Ufervegetation infolge erhöhtem Nährstoffeintrag kommt	
Versiegelungsgrad von Ufer, Sohle und Vorland verringern	eine laterale und vertikale Vernetzung	mögliche Erosionsprozesse nicht unkontrolliert ablaufen
► funktionierende organische Kreisläufe		
Einbringen von Totholz	dass die Zufuhr und das Angebot von Nährstoffen lokal erhöht wird und als Besiedelungsort von Flora und Fauna dient	für die Unterlieger infolge einer Verklausung, hervorgerufen durch Totholz, kein Hochwasserschadensrisiko entsteht
Schaffung von longitudinaler und lateraler Vernetzung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ einen Austausch von Nährstoffen, Mineralien und organischem Material sowohl zwischen Aue und Fluss als auch entlang des Flusses ▪ eine Vernetzung der Teilhabitate und schafft damit einen Biotopverbund 	

Maßnahme	bewirkt ...	zu beachten ist, dass ...
Gesellschaft: Schutz und Nutzen		
► hoher Erholungswert sowie Natur- und Gewässererlebnis		
Schaffung von möglichst natürlichen, vielfältigen und zugänglichen Orten zur Entspannung und des sozialen Miteinanders durch: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Spiel-, Sport- und Liegeplätze ▪ Wanderwege und Sitzgelegenheiten ▪ diversen Vegetationsflächenstrukturen ▪ Naturlehrpfade, Schautafeln ▪ Sichtfenster auf das Gewässer ▪ durchführen von Sonderaktionen wie z.B. Fluss in Flammen, oder Flussbadetage ▪ Schutz von kulturhistorischen Gebäuden 	<ul style="list-style-type: none"> ▪, dass die Besucherzahl am/entlang des Fließgewässers erhöht wird, die ihren Freizeitaktivitäten wie spazieren, Rad fahren, baden, fischen oder joggen nachgehen ▪, dass das Stadtbild attraktiver gestaltet wird bzw. der Fluss ins Stadtbild eingebunden ist ▪ eine Identifikation mit dem Gewässer, damit einhergehend wird die Bedeutung des Gewässers in der Bevölkerung erhöht 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ der Lärmpegel infolge Menschenansammlung steigt ▪ die Freizeitplätze (z. B. Sitzbänke oder Volleyballnetze) auch ein Strömungshindernis darstellen ▪ die Naherholungsgebiete möglichst in der Nähe der Stadt liegen ▪ gleichzeitig genügen Raum für die ökologischen Belange gewährt wird ▪ bereits im Vorfeld der Planung ein Nutzungskonzept (z.B. Erholung/Freizeit vs. Rückzugsraum für Tiere) erstellt wird
Orte zur Naturbeobachtung	/schafft einen besseren Bezug zur Natur	diese an ungestörten, ruhigen Orten liegen
► nachhaltiger Hochwasserschutz		
Gefahrenpotential im Überflutungsbereich senken	s. Ökonomie	
Wasserrückhalt oberstrom der Siedlung	Reduktion des Hochwasserabflusses	
► Freiraum		
Grunderwerb	Einen größeren Handlungsspielraum für ein Revitalisierung	
► Landschaftsästhetik		
Reduktion eines monotonen Gewässerbildes durch morphologische Aufwertungen	Gewässerökologische und ökonomische Aufwertung	s. Steigerung der Attraktivität des Siedlungsraums
► Verbessertes Mikroklima		
Morphologische Verbesserungen	Steigerung der Attraktivität des Siedlungsraums	s. Verringerung der Temperaturmaxima bei Niedrigwasser s. morphologische und hydraulische Variabilität
► Akzeptanz in der Bevölkerung steigern		
Frühzeitige und umfassende Information, Synergieeffekte mit anderen Planungen	Identifikation der Bevölkerung mit dem Projekt, bringt alternative Ideen und auch ökonomische Vorteile	
Ökonomie: wirtschaftliche Aspekte		
► Steigerung der Attraktivität des Siedlungsraums		
Erholungswert steigern und aktiv ins Stadtmarketing einbinden	s. Gesellschaft: Schutz und Nutzen	s. Schaffung von Orten der Entspannung
Kunstobjekte installieren	dient als optische Attraktion; kann als Identifikationsobjekt für eine Stadt/-teil dienen	das Objekt ein Strömungshindernis darstellt
► Gefahrenpotential senken		
Maßnahmen außerhalb der urbanen Bereiche: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Zusammenarbeit mit umliegenden 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ ein optimiertes Hochwassermanagement ▪ eine zeitliche Umverteilung der 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ die jeweiligen Maßnahmen mit den Ober- und Unterliegern abgestimmt werden

Maßnahme	bewirkt ...	zu beachten ist, dass ...
Gemeinden bei der Steuerung von z.B. Wehren ▪ Schaffung von Umgehungsgewässern ▪ Schaffung von Polderflächen	Abflussspitze im Hochwasserfall	▪ unterschiedliche Schutzziele erreicht werden, je nach dem ob es sich um einen gesteuerten oder ungesteuerten Polder handelt
aufklappbare Gehsteige	dass ein zusätzliches Abflussvolumen im Hochwasserfall geschaffen wird, ohne eine dauerhafte/stetige Barriere (z.B. der Bau eines Deiches/ Dammes) zw. Fluss und Umland zu errichten	das Funktionsbauwerk dicht und bruchsicher errichtet und verarbeitet wird
Aufweitung des Flussbettes	s. Ökologie	s. morphologische und hydraulische Variabilität
Erhöhung der Deiche	eine Erhöhung der Abflussleistung des Gewässerabschnittes	die Deiche nicht als Sichtbarrieren auf das Gewässer empfunden werden
► Effizienter Mitteleinsatz, für den Bürger sichtbarer Mitteleinsatz		
Einbindung der Bevölkerung und transparente Darstellung der zeitlichen und finanziellen Mittel	erhöht die Akzeptanz für das Revitalisierungsprojekt	das Projektbudget nicht deutlich überschritten wird, denn dies kann zu Lasten von weiteren Revitalisierungsprojekten gehen
▪ Stakeholder-Partizipation mit entsprechender transparenter Informationspolitik ▪ verbindliche Erklärungen erarbeiten	▪ , dass die Sensibilität der Gesellschaft gegenüber ökologischen Problemen kontinuierlich gesteigert wird ▪ ,dass kostspielige Konflikte in einer späteren Projektphase vermieden werden können ▪ eine öffentliche Legitimierung der Entscheidung	▪ die Stakeholder frühzeitig eingebunden werden ▪ die Stakeholder und Öffentlichkeit von der Planung bis zum Abschluss des Projektes regelmäßig informiert werden
Budget für Öffentlichkeitsarbeit einplanen	, dass dieser Punkt bereits in der Planung mit berücksichtigt wird	▪ das Budgetvolumen hierfür nicht unterschätzt wird
Erarbeitung und Aufstellung von Informationstafeln und –material (Flyer)	Projekttransparenz, Wissenstransfer	Verständliche Darstellung auch für nicht Fachleute
► Synergieeffekte mit anderen Planungen		
Abstimmung mit den sonstigen Fachplanungen, Interessenverbänden und Bürgern	Ausräumen von Streitpunkten im Vorfeld, Anpassung der Gewässerentwicklungsplanung	Konsensfindung bei gegenläufigen Interessen
► reduzierte Gewässerunterhaltung		
Unterhaltungsplan aufstellen	Entwicklung zulassen, gezielte auf das nötigste Maß reduzierte Unterhaltung	Arbeiten entsprechend dem Zeitplan durchzuführen und Entwicklung zu beobachten
► Naturgewinn		
Alle Maßnahmen der ökologischen Aufwertung	Gewinn an gewässertypischen Lebensräumen für Pflanzen und Tieren	Schutz dieser Lebensräume, Schutz- und Schonzeiten beachten

Die Bewertung der durchzuführenden Maßnahmen muss immer unter dem Blickwinkel der Interaktion zwischen dem Maßnahmenpaket selbst und der sich daraus einstellenden Strömung erfolgen. Daher empfiehlt die EG-WRRL stets das Einzugsgebiet als Einheit zu betrachten, um bedeutende Verbesserungen der Fließgewässerökosysteme zu erzielen. Diese Betrachtungsweise gewährleistet zudem, dass die Hochwassersicherheit sowohl für die Oberlieger als auch für die Unterlieger gewahrt bleibt.

In Abb. 8 ist die Auswirkung einer lokalen Gewässeraufweitung auf die sich ändernde Lage der Sohle dargestellt. Anhand dieser Grafik kann die zuvor gemachte Aussage „Lokale Maßnahmen können sich sowohl nach Ober-, als auch nach Unterstrom auswirken.“ verdeutlicht werden. Infolge der Aufweitung werden die lokalen mittleren Fließgeschwindigkeiten gesenkt, sodass in diesem Bereich mit einer Sohl sedimentation zu rechnen ist. Dies schlägt sich in einer lokalen Erhöhung der Gewässersohle nieder. Unterstrom des Aufweitungsbereiches wird sich eine Sohlerosion einstellen, solange bis das System wieder im hydraulischen Gleichgewicht ist. Oberstrom kann es ebenfalls zu lokalen Erosionserscheinungen kommen. Damit beeinflusst die Gewässeraufweitung hydraulisch gesehen nicht nur den lokalen Bereich der Umgestaltung, sondern auch die angrenzenden Bereiche Ober- und Unterstrom. Mit diesem Beispiel soll veranschaulicht werden, dass es für eine nachhaltige Gewässerentwicklungsplanung unabdingbar ist die Einzelmaßnahmen auf ihre hydraulischen Auswirkungen sowohl nach Oberstrom als auch nach Unterstrom zu überprüfen.

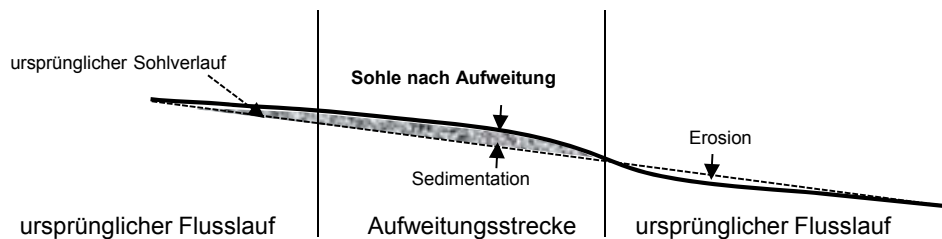


Abb. 8: Auswirkungen einer Gewässeraufweitung auf die Gewässersohle [IWG, verändert nach Patt 2008]

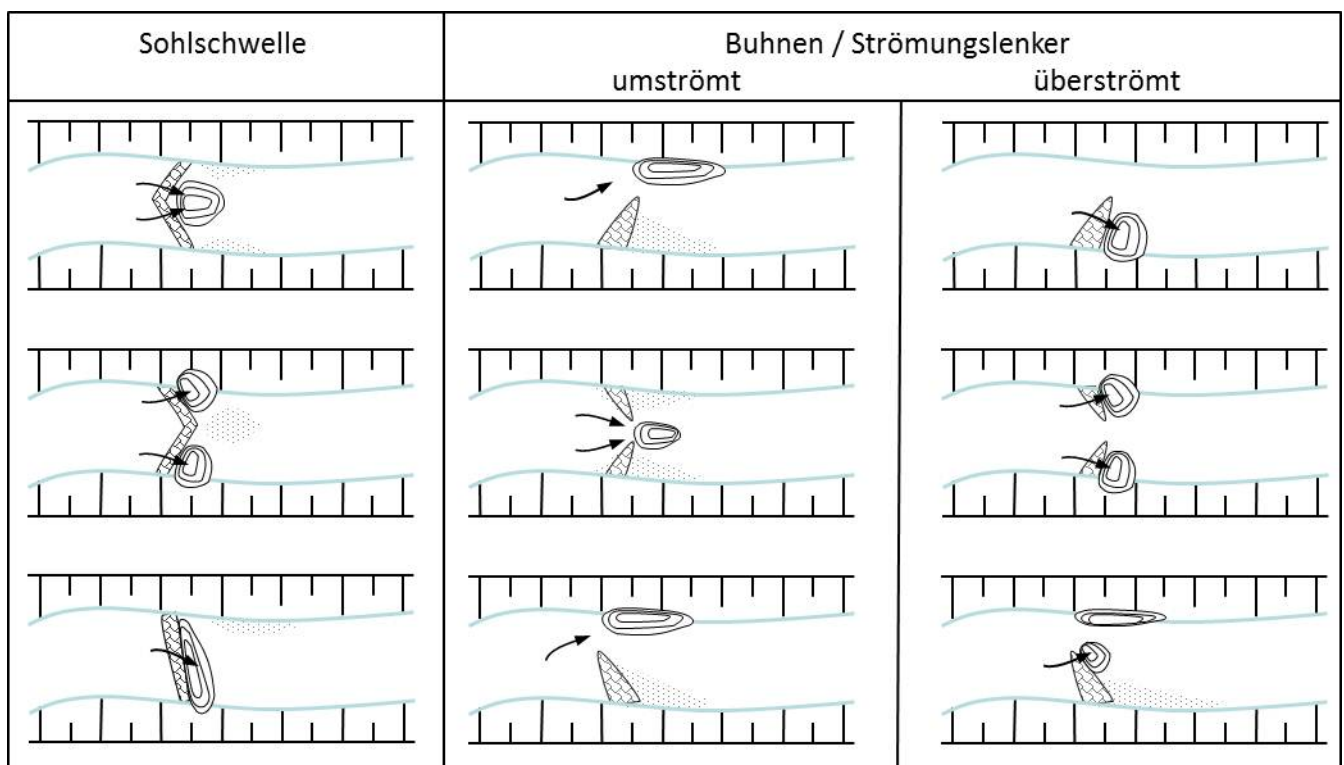


Abb. 9: Morphologische Wirkung strömunglenkender Einbauten (IWG, verändert nach Kern 1995)

Der hydraulische Einfluss einer Maßnahme ändert sich ferner je nach betrachtetem hydraulischem System. Dieses Phänomen soll anhand von um- und überströmten deklinanten und inklinanten Einbauten erläutert werden. In Abbildung 9 sind unterschiedliche Buhnen und Sohlschwellen dargestellt. Solange deklinante Buhnen umströmt werden (mittleres Bild, oberste Reihe) bewirken sie einen erhöhten Strömungsangriff auf das gegenüberliegende Ufer; wird diese Buhne überströmt kommt es zu einem erhöhten Strömungsangriff auf der buhnenzugewandten Seite. Die Grafik verdeutlicht anschaulich die Bedeutung der Ufersicherung, je

nach Strömungssituation. Erfolgt die Uferstabilisation anstelle von Hartverbau mit lebenden Weiden muss deren Einfluss auf das Strömungsbild bzw. den Wasserstand für den Bemessungsabfluss mit untersucht werden. Mit diesem Beispiel soll gezeigt werden, dass einzelne Maßnahmen weitere Sicherungs-Maßnahmen nach sich ziehen, deren Einfluss das Strömungsgeschehen zusätzlich verändern. In der Konsequenz müssen die Maßnahmen immer in ihrer Kombination betrachtet und bestenfalls unter Anwendung eines HN-Modells hydraulisch bewertet werden.

Zudem treten an urbanen Fließgewässern im Vergleich zu Fließgewässern der freien Landschaft zusätzliche Konkurrenzsituationen auf. Dabei konkurriert nicht jede Nutzung in gleichem Maße; z. B. stellt der „Bedarf an Flächen für die Stadtentwicklung“ gegenüber dem „Bedarf an Flächen zur Schaffung eines Biotopverbundes“ eine besonders konflikträchtige Nutzung im urbanen Bereich dar. Daher sind bei der Planung und Umsetzung von Maßnahmen auch die Synergieeffekte der jeweiligen Maßnahmen herauszustellen. Werden z. B. von wasserwirtschaftlicher Seite Maßnahmen zur Verbesserung des Hochwasserschutz getroffen mit dem primären Ziel die Stadt vor Überflutungen zu sichern, kann sich dies auch positiv z. B. auf die Nutzungsmöglichkeiten für Freizeit und Erholung sowie auf die ökologische Qualität des Gewässers auswirken.

5 Hydraulische Methode zur Bewertung von Entwicklungs- und Unterhaltungsmaßnahmen

Eine optimale Auswahl an Maßnahmen um die definierten Projektziele zu erreichen, setzt ein systematisches Vorgehen bei der hydraulischen Bewertung der einzelnen Maßnahme voraus. Grundvoraussetzung eines jeden Revitalisierungsprojektes ist, dass der Bemessungsabfluss auch nach Jahren der Umgestaltung noch schadlos abtransportiert wird. In der Konsequenz müssen daher bereits in der Planungsphase die maximalen Entwicklungsziele der einzelnen Maßnahmen definiert werden.

Dieser Aspekt umfasst sowohl die Punkte der eigendynamischen Entwicklung des Gewässerbettes (Uferabbruch, Verlagerung des Gewässerlaufes) über die morphologische Veränderung des Gewässers sowie der Vorländer (flächenhafte Sedimentation und Erosion) bis hin zur eigendynamischen Entwicklung der Vegetation (unkontrolliertes Ausbreiten von Weiden oder Hochstaudenfluren, Sukzessionsdynamik von Weichholzaunen zu Hartholzaunenbeständen). Diese Punkte bewirken auf der einen Seite eine gewünschte „Naturnähe“ des urbanen Fließgewässers, auf der anderen Seite führen diese eigendynamischen Prozesse zu einer sich permanent ändernden hydraulischen Situation. Für den Planer eines Revitalisierungsprojektes bedeutet dies, dass unterschiedliche Szenarien durchgerechnet werden müssen, um das oberste Ziel, die Wahrung der Hochwassersicherheit, gewährleisten zu können.

Im Folgenden wird eine Methodik vorgestellt, die es ermöglicht anhand eines systematischen Vorgehens geeignete Maßnahmen sowie deren Standortauswahl unter Verwendung eines hydrodynamisch-numerischen HN-Modells zu identifizieren. Zuvor wird kurz auf die zur Verfügung stehenden numerischen Modelle sowie die notwendige Datengrundlage zur Erstellung eines HN-Modells eingegangen.

5.1 NUMERISCHE MODELLE

In diesem Unterkapitel soll ein Verständnis für die Wahl eines geeigneten HN-Modells geschaffen werden. Für die Umsetzung der Simulationsrechnungen sehen 1D-, 2D- und 3D-HN-Berechnungsmodelle zur Verfügung. Die Wahl des zu verwendenden Modells hängt von der Fragestellung, die Qualität der Modellergebnisse wiederum von der Genauigkeit der Eingangsdaten ab (vgl. [LfU 2003]).

Im Rahmen dieses Leitfadens wird nicht auf die mathematischen und systematischen Unterschiede der HN-Modelle eingegangen. Hierzu sei auf die LfU Leitfadenreihe „Hydraulik naturnaher Fließgewässer“ und entsprechende Fachliteratur verwiesen.

1D-Wasserspiegellagenberechnung: Im 1D-HN-Modell erhält man für den gesamten Querschnitt einen repräsentativen Wert für den Wasserstand, den Durchfluss und die Geschwindigkeit. Aussagen zum konkreten lokalen Strömungsverhalten sind mit den 1D-HN-Modellen daher nicht möglich.

Sofern ein 1D-HN-Modelle für die Berechnung der Wasserspiegellagen von urbanen Fließgewässern verwendet wird, ist darauf zu achten, dass zumindest ein 1D-HN-Modell eingesetzt wird, das eine beliebige Rauheitssektionierung innerhalb der Querschnitte ermöglicht. Diesen Sektionseinheiten können unterschiedliche Rauheitsparameter zugewiesen werden. Eine interne mathematische Wichtung ermittelt den mittleren Rauheitsbeiwert des Querprofils. In Abb. 10 ist beispielhaft eine Rauheitssektionierung für eine 1D-HN-

Berechnung dargestellt. Bei der Gliederung infolge der Gerinnegeometrie wurde von näherungsweise einheitlichen Rauheiten in den einzelnen Bereichen ausgegangen.

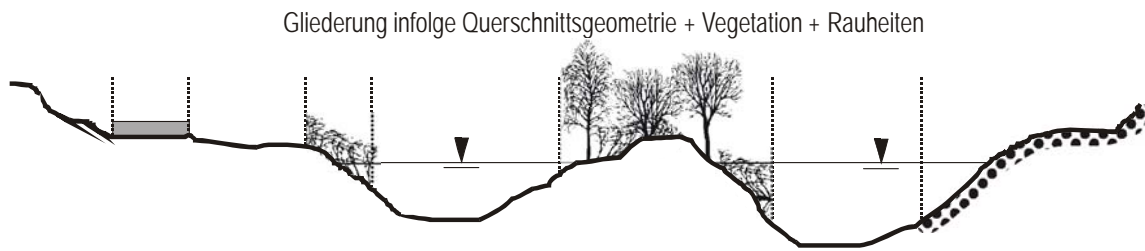


Abb. 10: Exemplarische Klassifizierung naturnaher Fließgewässerquerschnitte anhand der Strömungswiderstände infolge Geometrie, Vegetation und Oberflächenrauheit [aus: IWG 2005]

Fazit: Dieses Verfahren eignet sich für die Berechnung der mittleren Wasserspiegellagen. Das 1D-HN-Modell ist jedoch nicht für die Identifizierung der optimalen Lage von geeigneten Standorten der jeweiligen Maßnahmen einsetzbar, da in diesem Berechnungsverfahren Rauheiten sowohl über die Tiefe als auch über die Breite gemittelt werden.

2D-Strömungsberechnung: Im 2D-HN-Modell ist die Geschwindigkeit zusätzlich entweder über die Gewässersbreite oder über die Tiefe veränderlich. Damit ist neben dem Längsgefälle auch das Quergefälle darstellbar. Grundlage für ein tiefengemittelttes 2D-HN-Modell bildet ein flächiges Berechnungsgitter, an dessen Knotenpunkten die entsprechenden hydrodynamischen Gleichungen (sog. Flachwassergleichungen) iterativ gelöst werden. Der Rauheitsbeiwerte ist bei einem 2D-HN-Modell lediglich über das Berechnungsgitter selbst, und nicht wie im 1D-HN-Modell je Querprofil, gemittelt. Damit bestimmt die Maschengröße der Berechnungsgitter maßgeblich die Auflösung der Berechnungsergebnisse.

Fazit: Ein 2D-HN-Modell liefert detaillierte Aussagen über die lokalen Verteilungen von Fließgeschwindigkeit, Wasserstand und weiterer abhängiger hydraulischer Größen. Die Anwendung eines aussagekräftigen 2D-HN-Modells setzt für die hydraulische Bewertung einzelner Maßnahmen ferner die Verwendung eines hoch aufgelösten Geländemodells voraus, um die räumlich unterschiedlichen Rauheitswerte adäquat berücksichtigen zu können.

3D-Stömungsberechnung: Im 3D-HN-Modelle ist die Geschwindigkeit sowohl über die Tiefe, als auch über die Breite veränderlich. Damit ermöglicht dieses Berechnungsverfahren eine hoch aufgelöste räumliche Simulation des Strömungsverhaltens. Dabei liegt der Versuch zu Grunde, durch die mathematische Lösung der sogenannten Navier-Stokes Gleichungen die tatsächlichen Strömungsverhältnisse nahezu realitätsgetreu abzubilden. Dies setzt wiederum voraus, dass die Strömungsverhältnisse z. B. um und durch Weiden mathematisch abbildbar sind. Dies ist zum aktuellen Stand der Forschung jedoch noch nicht der Fall. Hier liegt weiterer Forschungsbedarf vor.

Fazit: Die Verwendung eines 3D-HN-Ansatzes liefert theoretisch die höchste Genauigkeit. Jedoch werden in den zurzeit kommerziell erhältlichen HN-Modellen z.B. Weichholzaunenstrukturen bisher noch nicht adäquat in den mathematischen Ansätzen berücksichtigt. Daher wird, aus heutiger Sicht, für die hydraulische Bewertung von Maßnahmen die Verwendung eines 2D-HN-Ansatzes empfohlen.

5.2 AUFBAU UND KALIBRIERUNG EINES HN-MODELLS

Eingangsdaten und Voraussetzungen für die Erstellung eines HN-Modells sowie deren optimierter Parameterabschätzung, die in der Fachliteratur meist als Kalibrierung bezeichnet wird, sind:

- ein 2D-HN-Modell, das die Fluss-Vorland-Interaktion geeignet beschreibt,
- ein hoch aufgelöstes DGM des Untersuchungsgebietes,
- Wasserstands-Abflussbeziehung mit den zugehörigen Dauerlinien an möglichst viele Pegelmessstellen innerhalb der Untersuchungsgebietes,
- Definition des Bemessungsabfluss (BQ) für den das Gewässer ausgelegt werden soll bzw. bis zu welchem Durchfluss soll die Hochwassersicherheit des Systems gewahrt bleiben,
- Wasserstandsmessungen für bekannte Hochwasserereignisse im Untersuchungsgebiet zur Kalibrierung bzw. optimierten Parameterabschätzung des Ist-Zustandes.
- Informationen zu bestehenden Hochwasserschutzanlagen

Die Rastergröße bzw. TIN-Gittervermaschungsgröße des DGM bestimmt dabei die Detailgüte. Beträgt die Rastergröße 10 m x 10 m können z. B. Maßnahmen, die in ihrer Ausdehnung eine Flächengröße von 100 m² unterschreiten mit diesem Modell nicht zufrieden stellend abgebildet werden.

Die Rauheitsstrukturen infolge von zum Beispiel Vegetation, Freizeitplätzen oder Brückenpfeiler müssen im Modell möglichst exakt berücksichtigt werden. Daher sind zunächst im Rahmen einer Ortsbegehung Flächeneinheiten anhand der Vegetationsstrukturen einzuteilen. Die Flächeneinheit bzw. die Masche im Berechnungsgitter sollte dabei eine relativ homogene Rauheitsstruktur aufweisen. In der adäquaten Beschreibung der Rauheitsstruktur in Form von Beiwerten liegt eine der Hauptaufgaben der Kalibrierung des HN-Modells. Je detailgetreuer die einzelnen Strukturen im Modell abgebildet werden, desto belastbarer kann die Berechnung des Ist-Wasserspiegels im HN-Modell erfolgen.

5.3 METHODISCHES VORGEHEN ZUR BEWERTUNG VON GEEIGNETEN MASSNAHMEN

Ein zentrales Auswahlkriterium für eine potentielle Maßnahme ist, neben der ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Bedeutung, deren Auswirkung auf den sich einstellenden Wasserspiegel für den so genannten Bemessungsabfluss. Der Bemessungsabfluss des Gewässers im Siedlungsbereich ist in vielen Fällen an den HQ₁₀₀ gebunden, d. h. einem Abflussereignis das im Durchschnitt ein Mal in 100 Jahren auftritt. Bei der Bewertung des hydraulischen Einflusses der durchzuführenden Maßnahme ist darauf zu achten, dass sich die Maßnahme gegebenenfalls nicht nur lokal, sondern auch nach Ober- und Unterstrom auswirkt. Daher sollte die Bewertung jeder Maßnahme in Bezug auf das jeweilige Gewässersystem erfolgen. Hierfür empfiehlt sich, wie bereits in Kapitel 5.1 erläutert, die Anwendung eines zweidimensionalen hydrodynamischen numerischen Modells (2D-HN-Modell). Damit können einzelne Handlungsoptionen (vgl. Seite Abb. 6 auf Seite 14: Stufe 6 im „Wegweiser der Gewässerentwicklungsplanung“) und deren Auswirkung auf den lokalen Wasserspiegel und letztendlich auch auf die einzuhaltende Hochwassersicherheit bewertet werden.

Beispielhaft wird dieses Vorgehen für die Identifizierung von geeigneten Weichholzauenstandorten auf dem Vorland unter dem Aspekt der Ausweisung eines möglichst hohen Anteils von holzigen Auenpflanzen¹ erläutert. Die oberste Zielvorgabe lautet hierbei „keine Verschärfung der Hochwassersicherheit“. Ist das Projektziel z. B. definiert zu „Rückhalt des Wassers im Hochwasserfall um Überlagerungen von Abflussspitzen im Unterlauf zu vermeiden“ ist die aufgezeigte Vorgehensweise ebenfalls anwendbar, jedoch sind die Eingangs- und Entscheidungsgrößen anzupassen.

In Abb. 11 ist das grundsätzliche Vorgehen für die Bewertung von einer oder mehreren Maßnahmen in Bezug auf ihre hydraulische Auswirkung als Fließbild grafisch dargestellt. Das Verfahren gliedert sich in sechs Schritte. Im ersten Arbeitsschritt erfolgt die Erstellung und Kalibrierung des HN-Modells für den Ist-Zustand. Anschließend werden die lokalen Fließgeschwindigkeiten für den Bemessungsabfluss (BQ) ermittelt. Auf Basis dieser Fließgeschwindigkeitsermittlung erfolgt die Auswahl geeigneter Maßnahmen. Eine Zusammenstellung der gebräuchlichsten Maßnahmen wurden bereits in Kapitel 4 vorgestellt. Diese Maßnahmen sind adäquat in Form von Widerstandsbeiwerten oder angepassten Geometriedatensätzen im HN-Modell abzubilden. Danach erfolgt die eigentliche HN-Simulationsrechnung mit der anschließenden Bewertung der Maßnahme. Sofern die Hochwassersicherheit weiterhin gewahrt bleibt, können weitere Maßnahmen auf deren hydraulische Auswirkung untersucht werden. Ansonsten ist der Maßnahmenkatalog entsprechend umzugestalten.

Dieses Verfahren ermöglicht durch die Variation und Kombination von unterschiedlichen Maßnahmen die Bestimmung des optimalen ökologischen wie ökonomischen Potentials eines Fließgewässers. Dabei ist zu beachten, dass die HN-Berechnung immer das Maximalziel, z. B. die maximale Vegetationsbreite eines holzigen Auenbestandes für ein Querprofil festlegt. Ausgehend von den identifizierten Maximalzielen einer einzelnen Maßnahme werden anschließend die jeweils durchzuführenden Unterhaltungsmaßnahmen abgeleitet.

¹ „geeignete Weichholzauenstandorte“ im urbanen Raum bezeichnet im Sinne dieses Leitfadens strukturreiche Vegetationsbestände, die neben artenreichen Vertretern der Hochstaudenfluren auch Weichhölzer aufweisen. Für urbane Bereiche ist die Ausweisung von großen zusammenhängenden Weichholzauenbeständen meist nicht möglich. Daher sind hier vielmehr Standorte mit einer geringen Breitenausdehnung wie Uferstreifen und Strauchkollektive zu identifizieren.

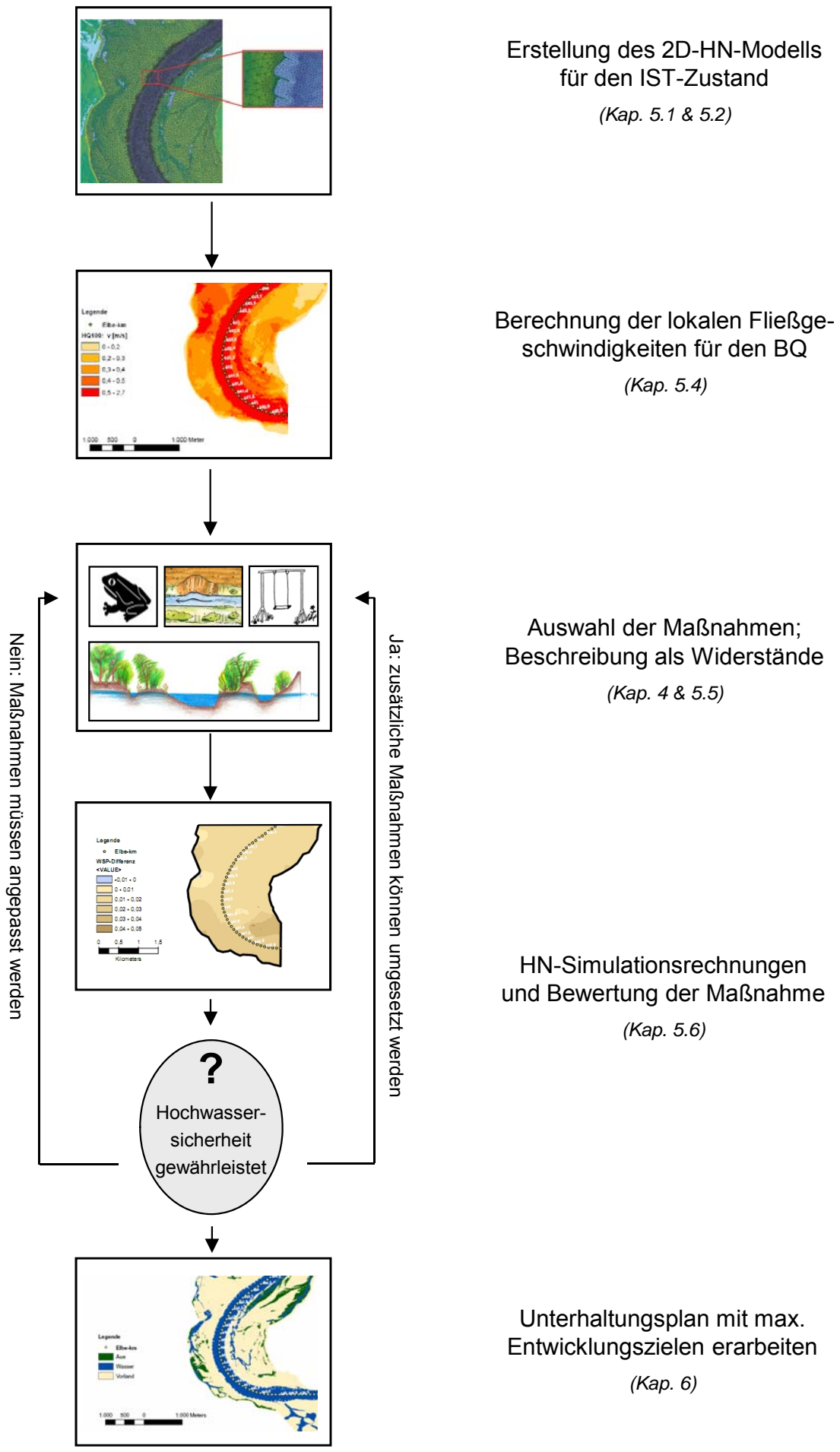


Abb. 11: Vorgehen für die Erstellung eines abgeleiteten Unterhaltungsplans auf Basis einer hydraulischen Bewertung von einer oder mehreren Umsetzungsmaßnahmen, IWG.

5.4 IDENTIFIZIERUNG HYDRAULISCH GEEIGNETER FLÄCHEN FÜR VEGETATIONSENTWICKLUNG

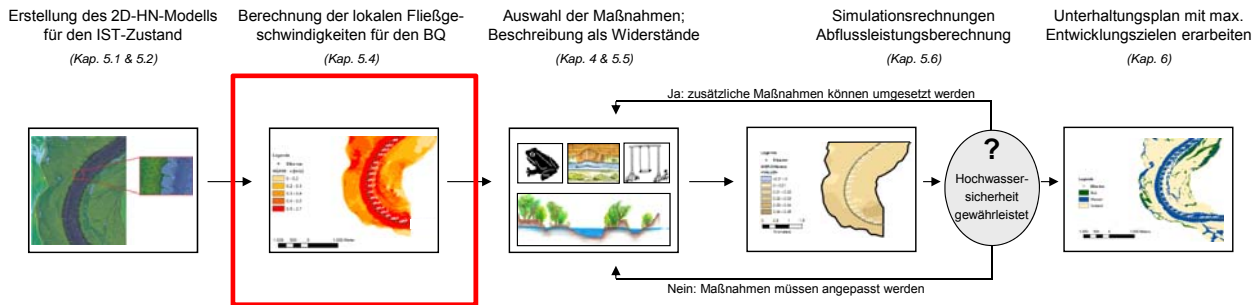


Abb. 12: Ablaufschema zur hydraulischen Bewertung von Maßnahmen, IWG

Nach erfolgter Kalibrierung des HN-Modells ist eine Auswahl an Flächen zu treffen, die für eine Umsetzung von Maßnahmen geeignet sind. Im Folgenden wird eine Methode vorgestellt, die für die Entscheidungsfindung die Fließgeschwindigkeitsverteilung des Ist-Zustandes (des Bemessungsabflusses) als Basis heranzieht.

In der gängigen Praxis legt der HN-Modellierer meist nach selbst festgelegten Kriterien geeignete Standorte für die Umsetzung von Maßnahmen fest. Folgende Kriterien spielten und spielen dabei eine wichtige Rolle:

- Zur Verfügung stehende Flächen, d.h. Flächen die bereits im Besitz des Landes oder einer Umweltorganisation sind; diese Flächen müssen nicht neu erworben oder aus ihrer Nutzung herausgenommen werden. Der Vorteil liegt vor allem bei der Umsetzung/Pflanzung in ihrer Zeit- und Kostenersparnis.
- Städte-/landschaftsplanerische Gesichtspunkte: z. B. erfüllen strukturreiche Vegetationsbestände mit unterschiedlichen Höhenstufen neben den ökologischen auch städteplanerische bzw. ästhetischen Aufgaben. Diese „Weichholzaunenbestände“, die innerhalb von Ortslagen z. T. auf uferbegleitende Vegetationsstreifen begrenzt sind, haben zudem den Eindruck eines naturähnlichen Umfelds zu vermitteln, dabei kommt der Einplanung von Sichtfenster auf das Gewässer eine besondere Bedeutung zu, ferner werden diese Bestände als Hörschutz vor dem Stadtlärm wahrgenommen.
- Optische und strömungstechnische Gesichtspunkte: Die Lage der Maßnahmen und ihre Flächengröße wird nach dem eigenen optischen Empfinden des Modellierers auf den Vorländern verteilt, sofern dem Modellierer keine weiteren Entscheidungskriterien an die Hand gegeben werden. Stehen dem Modellierer keine zusätzlichen Entscheidungskriterien zur Verfügung, hängt die Auswahl und Formgebung der Flächen somit stark von dem Erfahrungsschatz des Modellierers ab.

Vor allem der letzt genannte Punkt kann dazu führen, dass nicht zwangsläufig optimale Standorte identifiziert bzw. das optimale ökologische Potential ausgenutzt wird. Am Beispiel der Bestimmung von potenziellen Flächen für das Zulassen von strukturdiversen Weichholz-/Hartholzaunen soll die Bedeutung der geeigneten Auswahl der Flächen anhand des Konzepts der „Ermittlung der lokalen Fließgeschwindigkeiten für den Bemessungsabfluss im Ist-Zustand“ aufgezeigt werden.

Die Wahl der Flächen steht im direkten Zusammenhang mit dem zu erreichenden Ziel. Ein Ziel könnte z.B. darin liegen eine möglichst strukturdiverse Habitatlandschaft auf den Vorländern zu schaffen ohne die Hochwassersicherheit nachteilig zu gefährden. Für die Erreichung dieses Ziel ist das Wissen um die geeignete Wahl von Flächen ebenfalls hilfreich und gewährleistet eine optimale Ausnutzung des bestehenden ökologischen Potentials.

Die Höhe des Aufstaus des Wasserspiegels infolge einer geplanten Maßnahme nach Oberstrom ist von vielen Faktoren abhängig. Die Bedeutung der Interaktion von Fließgeschwindigkeit und Aufstau nach Oberstrom wird beispielhaft anhand der Anpflanzung bzw. dem Aufkommen lassen von Strauch-, Hecken- und Baumbeständen (im Folgenden zusammenfassend als Weichholzaunen bezeichnet) erläutert.



Abb. 13: Einfluss der Fließgeschwindigkeit bei der Durchströmung von holziger Auenvegetation (links: Schneider, rechts: aus Bernhart et. al. 2010)

Entscheidend für die Vorauswahl der Flächenbereiche sind die herrschenden Fließgeschwindigkeiten des Ist-Zustandes² auf den Vorländern für den Bemessungsabfluss (BQ). Die Neuetablierung von z. B. Weiden in Bereichen mit hohen Fließgeschwindigkeiten führt zu deutlich höheren Wasserständen als in Bereichen mit geringerer Strömungsbelastung respektive Fließgeschwindigkeit.

Im Gegenzug können z. B. Strauch- oder Heckenbestände innerhalb von Bereichen mit geringen Fließgeschwindigkeiten selbst bei großen Auenflächenbeständen vernachlässigbare Aufstauereffekte hervorrufen.

Der Einfluss der Fließgeschwindigkeit durchströmter Vegetation ist in Abb. 13 dargestellt. Im linken Bild ist die Anströmgeschwindigkeit niedrig und die Vegetation wirkt sich kaum abflusshindernd aus, weshalb kein relevanter Aufstau nach oberstrom vorhanden ist. Das rechte Bild zeigt durch- bzw. umströmten Bewuchs bei deutlich höheren Fließgeschwindigkeiten. Insbesondere im Nahbereich der Vegetation ist der Aufstau nach oberstrom gut zu erkennen.

Höhere Fließgeschwindigkeiten bewirken höhere Fließwiderstandskräfte und damit einhergehend auch höhere Wassertiefen. Schneider [Schneider 2010] untersuchte im Theodor-Rehbock-Wasserbau-Laboratorium am Karlsruher Institut für Technologie (KIT) den durch Bewuchs hervorgerufenen Wasserspiegelanstieg in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit. Diese Untersuchungen haben gezeigt, dass ab einer Fließgeschwindigkeit von über 0,3 m/s die Widerstandskraft resp. der Aufstau resp. die Wassertiefe nach Oberstrom infolge von Sträuchern und Hecken überproportional ansteigt. Dieses Phänomen lässt sich anhand der Formel zur Berechnung der Strömungswiderstandskraft, z. B. infolge von Weidenbewuchs, anschaulich erklären.

² Der Ist-Zustand bezeichnet den aktuellen Zustand der Vorländer inklusive der bereits vorhandenen Vegetation, jedoch ohne die neu zu planenden Weichholzaunenstandorte. Der Ist-Zustand stellt den Referenzzustand dar, auf den die unterschiedlichen Maßnahmen-Varianten bezogen werden.

$$F_{veg} = \frac{1}{2} \cdot c_{WR} \cdot A_{veg} \cdot \rho \cdot v_m^2$$

mit:

- F_{veg} Strömungskraft auf die Vegetationselemente [N]
 c_{WR} Gesamtwiderstandsbeiwert der angeströmten Vegetation [-]
 A_{veg} angeströmte Vegetationsfläche [m²]
 ρ Dichte [kg/m³]
 v_m mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]

Die Strömungswiderstandskraft steigt damit mit steigender Fließgeschwindigkeit nicht linear sondern potenziell an. Typischerweise herrscht auf den Vorländern unserer Fließgewässer meist ein strömendes Abflussgeschehen vor, sodass mit steigender Widerstandskraft sich in der Folge ein Aufstau bzw. ein Anstieg der Wassertiefe nach Oberstrom einstellt. In der Konsequenz müssen für eine Anpflanzung von größeren, zusammenhängenden ökologisch wertvollen Vegetationsbestände Flächen mit geringen Fließgeschwindigkeiten identifiziert werden.

Die Aufgabe des HN-Modellierers besteht nun darin, zuerst die Vorlandbereiche mit den entsprechend gewünschten Fließgeschwindigkeiten zu bestimmen. Beispielhaft ist die Verteilung der Fließgeschwindigkeit für den BQ des Ist-Zustandes für einen Abschnitt der Elbe in Abb. 14 dargestellt. Als sinnvolle Klassifizierung der Fließgeschwindigkeiten wird eine Einteilung mit geringen Klassenbreiten empfohlen. Dabei gilt, je kleiner der Klassenteiler, desto detaillierter können Flächenanpassungen für z.B. eine Weichholzaunenueanpflanzung durchgeführt werden.

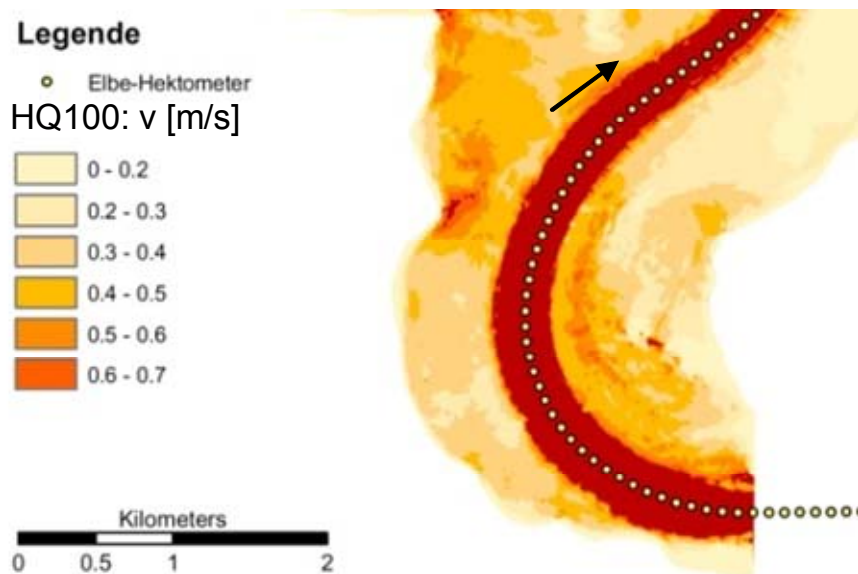


Abb. 14: Fließgeschwindigkeiten für ein HQ₁₀₀ im Bereich Bälów-Rühstädter-Bogen ohne Neuanpflanzung (Ist-Zustand)[verändert nach Schneider 2010]

Nachdem die Bereiche mit den gewünschten Fließgeschwindigkeiten identifiziert worden sind, müssen diese Flächen noch auf ihrer Eignung z. B. als Weichholzaue habitatstandorte überprüft werden. Dies kann zum Beispiel durch die Anwendung eines Habitat-Prognose-Modells³ (vgl. [Mosner 2010]) erfolgen.

5.5 AUSWAHL DER MAßNAHME UND DEREN ABBILDUNG IN FORM VON ADÄQUATEN WIDERSTANDSBEIWERTEN

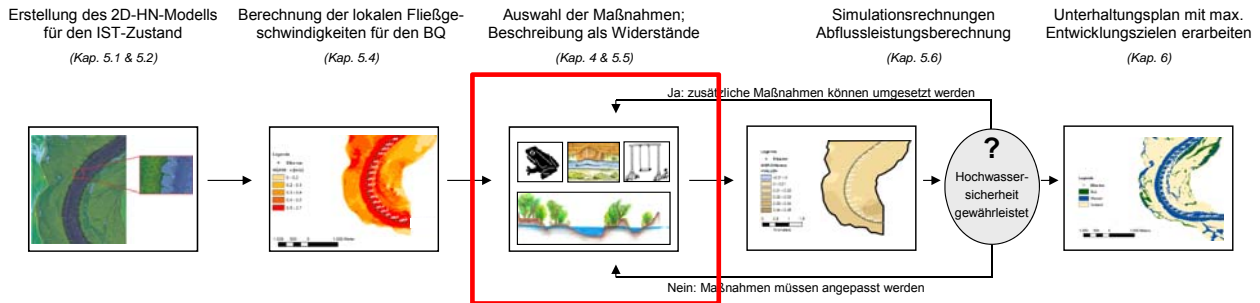


Abb. 15: Ablaufschema zur hydraulischen Bewertung von Maßnahmen, IWG

5.5.1 ALLGEMEINE ASPEKTE

Im folgenden Arbeitsschritt müssen die ausgewählten Maßnahmen in dem zuvor auf den Ist-Zustand kalibrierten HN-Modell berücksichtigt werden. Beabsichtigte Uferumlagerungen oder gezielt eingeleitete Erosion- bzw. Sedimentationsprozesse können durch eine detailgetreue Anpassung der Geländehöhendaten im HN-Modell simuliert werden. Dabei ist der maximal Entwicklungsstand bzw. Endzustand der morphologischen Veränderung im HN-Modell durch Simulationsrechnungen zu ermitteln.

Schwieriger ist die Abbildung von Maßnahmen (z. B. Spielplätze, Skulpturen oder Sträucher) durch entsprechende Rauheitsbeiwerte im HN-Modell. In der Fachliteratur liegen Tabellenwerte für die Wahl von k_{st} - bzw. λ -Beiwerten für die Beschreibung von unterschiedlichen Oberflächenrauheiten (z.B. für Beton, Pflasterstein, Gras oder unbewachsene Ackersohle) vor. Größere Probleme bestehen jedoch noch bei der adäquaten Beschreibung der Widerstände infolge von Strauch- und Baumvegetation. Die mangelnde Abstraktion der Vegetation im Modell ist oftmals der Ursprung von gravierenden Fehlern in der sich darauf aufbauenden Wasserspiegellagenberechnung des Systems. Eine Ursache hierfür liegt sicherlich in dem dürftigen Datenbestand bezüglich der Beschreibung von holzigen Auenbeständen, die auf Naturerhebungen basieren, sowie in den mangelnden praktikablen Empfehlungen in der Fachliteratur bezüglich der Beschreibung der Widerstände uferbegleitender Vegetation (vgl. [Schneider 2010]). Eine möglichst akkurate Ermittlung des Fließwiderstandes ist, neben der richtigen Darstellung der Querschnittsgeometrie im HN-Modell, entscheidend für die Qualität der Berechnungsergebnisse.

Die Beschreibung der in Deutschland gebräuchlichsten Rauheitsbeiwerte erfolgt entweder in Form des dimensionsbehafteten k_{st} -Beiwertes oder in Form des dimensionsreinen λ -Beiwertes.

³ Habitat-Prognose-Modelle weisen auf mathematischer Basis Flächenabschnitte auf den Vorländern aus, die für einen bestimmten Habitat-Typ, z. B. dem der Weichholzaue, geeignet sind. Eingangsgrößen bilden standortrelevante Parameter, wie z. B. der Grundwasserflurabstand, des Standartabweichung, Bodentyp, Klimadaten oder Daten bezüglich der Überflutungshäufigkeit und deren Dauer. Sofern dies Datenbasis zur Erstellung eines solchen Modells nicht zur Verfügung stehen, kann nach Schneider (2007) eine vereinfachte Abschätzung zu Identifizierung dieser aus ökologischer Sicht geeigneten Habitat-Flächen auch auf Basis der Grundwasserflurabstände und dessen Schwankungen erfolgen.

Die Anwendung des k_{st} -Beiwertes ist in den in Deutschland angewendeten HN-Modellen bisher noch am weitesten verbreitet. Ursache ist die einfache Anwendung dieses Beiwertes. Zudem liegen zahlreiche Tabellenwerke für die Beschreibung von unterschiedlichen Oberflächenrauheiten in der Literatur vor. Dennoch ist bei der Anwendung des k_{st} -Beiwertes darauf zu achten, dass dieser Beiwerte eine Wassertiefenabhängigkeit aufweist.

Das Verfahren zur Beschreibung der Rauheiten infolge von λ -Beiwerten zielt darauf ab, die einzelnen Rauheitsstrukturen anhand von physikalisch messbaren Größen zu beschreiben. Jedoch ist man z.B. bei der Abschätzung der in der Natur vorzufindenden Oberflächenrauheiten weiterhin auf Tabellenwerke angewiesen. Diese Tabellenwerke weisen den unterschiedlichen Oberflächenrauheiten äquivalente Sandkornrauheiten (k_s -Werte) zu.

Für die Beschreibung der einzelnen Rauheitsbeiwerte wird auf entsprechende Tabellenwerke in der Fachliteratur verwiesen.

5.5.2 ASPEKTE ZUR SIMULATION VON STRAUCH-, HECKEN UND BAUMBESTÄNDEN

5.5.2.1 EINFLUSS VON UNTERSCHIEDLICHEN VEGETATIONSTYPEN, -DICHTEN AUF DEN WASSERSPIEGEL

Untersuchung von Habersack (2009) und Schneider (2010) zeigen, dass die Art der Vegetation, d. h. der Vegetationstyp, einen signifikanten Einfluss auf die Änderungen des Wasserspiegels hat. Hecken repräsentieren eine Kombination aus einem steifen und dichten Bestand und bewirken den stärksten Aufstau. Je flexibler und lichter der Bestand ist, wie z. B. unbelaubte Weiden, desto stärker ist die stromlinienförmige Anpassung und desto geringer ist der Aufstau. In Abb. 16 ist der Einfluss unterschiedlicher Vegetationstypen auf den Wasserspiegel dargestellt. Die Linie mit dem blauen Querbalken beschreibt den Durchfluss ohne Vegetation, die dunkelgrünen Quadrate zeigen den Aufstau hervorgerufen durch belaubte Sträucher und die hellgrünen Dreiecke die von Hecken auf.

Durch die Auslichtung eines Bestandes kann der Wasserspiegel effizient gesenkt werden. Die Höhe der Absenkung des Wasserspiegels ist damit vom Vegetationstyp, dem Belaubungsgrad und dem Besatz abhängig. Dabei hat die Anordnung der Pflanzen innerhalb des Bestandes selbst im Verhältnis zur Besatzdichte einen deutlich geringeren Einfluss auf die Reduktion des Aufstaus. Sobald die Pflanzen überströmt werden, ist der Effekt der Anordnung nahezu vollständig vernachlässigbar.

Damit kann durch eine gezielte Gewässerentwicklungsplanung die Aufstauwirkung des Vegetationsbestandes resp. die sich dadurch bedingte Wassertiefe nachhaltig gesenkt werden. Dabei sind folgende Punkte zu beachten:

- Je dichter der Bestand, desto größer ist der Aufstau nach oberstrom.
- Ältere bzw. steifere Sträucher und Hecken bewirken im Vergleich zu jungen, ein- bis dreijährigen, flexible Weiden einen größeren Aufstau.
- Statt eines regelmäßigen Auslichtens des Bestandes, kann das Schlagen von Abflussschneisen sinnvoll sein.

Generell ist die Sinnhaftigkeit des Auslichtens sowie die exakte Lage von Abflussschneisen mittels 2D-HN-Modell zu verifizieren; z. B. führt ein Auslichten des Vegetationsbestandes in einem abflussunwirksamen Bereich, d. h. in einem Bereich mit sehr geringen Fließgeschwindigkeiten für den Ist-BQ, innerhalb des Abflussquerschnitts zu keiner nennenswerten Wasserspiegelabsenkung.

Da eine Ausnutzung des optimalen ökologischen Potentials das Wissen um die Widerstandsbeiwerte der sukzessionsgeprägten holzigen Auenbestände voraussetzt, finden sich im Anhang zusätzliche Erläuterungen zur Beschreibung von holziger Auenvegetation in HN-Modellen.

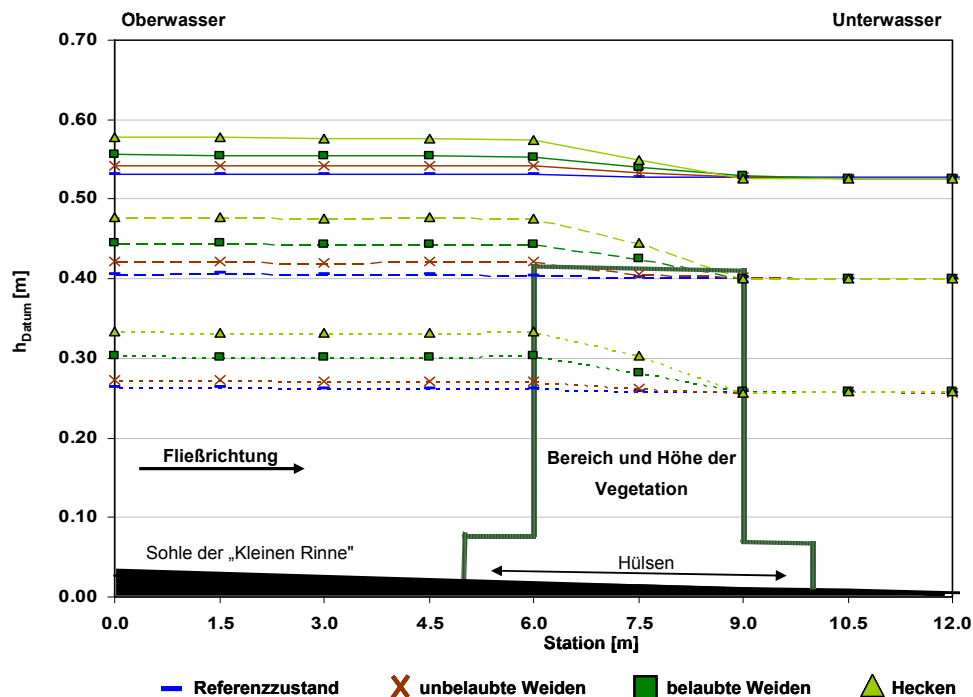


Abb. 16: Verlauf der Wasserspiegellagen für die Vegetationstypen unbelaubte Sträucher/Weiden, belaubte Sträucher/Weiden und Hecken für einen durchströmten, gerade noch nicht überströmten und überströmten Vegetationsbestand, [aus: Schneider 2010]

5.5.2.2 SEDIMENTATION VON FEINSANDEN INNERHALB DER NACHLAUFZONE DER PFLANZEN

Die Implementierung von Weichholzaunen kann mit einer morphodynamischen Veränderung des Hauptgerinnes sowie der Vorländer einhergehen. Lokale Sedimentationsprozesse, vor allem innerhalb und unterstrom der Vegetationsbestände sowie Erosionsprozesse an den seitlichen Rändern der Vegetationsbestände, sind die Folge. Wasserbauliche Laborversuche am KIT konnten diese Beobachtung belegen. Sedimentation tritt vor allem innerhalb des Bestandes sowie in der Nachlaufzone auf. Die Sedimentationshöhe hängt dabei von der Lage des Vegetationsbestandes sowie des -typs und der -bestandsbreite ab

Zudem ergaben die Untersuchungen für das regelmäßige „auf den Stock setzen“ von Weiden, welches in der Praxis immer noch häufig durchgeführt wird, extreme Sedimentationsflächen innerhalb des Bestandes sowie in der Nachlaufzone, sofern das „auf den Stock setzen“ unmittelbar an der Geländeroberfläche erfolgt (vgl. [Lehmann 2005]). In Abb. 17 ist der Effekt der der Sedimentation im Modell sowie in der Natur dargestellt.

Dieser Tatbestand ist ebenfalls, sofern kein HN-Modell mit Geschiebetransportberechnung verwendet wird, entsprechend mit zu berücksichtigen.

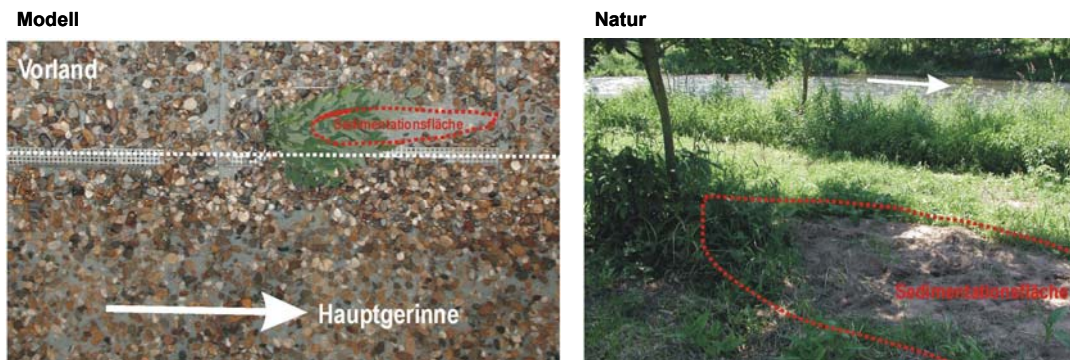


Abb. 17: Sedimentationsflächen in der Nachlaufzone hinter Bewuchskollektiven. Links: Darstellung im wasserbaulichen Modell (Schneider 2003). Rechts: Aufnahme nach einem kleineren Hochwasser an der Enz in Pforzheim, [aus: Lehmann 2005]

5.6 HN SIMULATIONSRECHNUNG - BEWERTUNG VON MASSNAHMEN

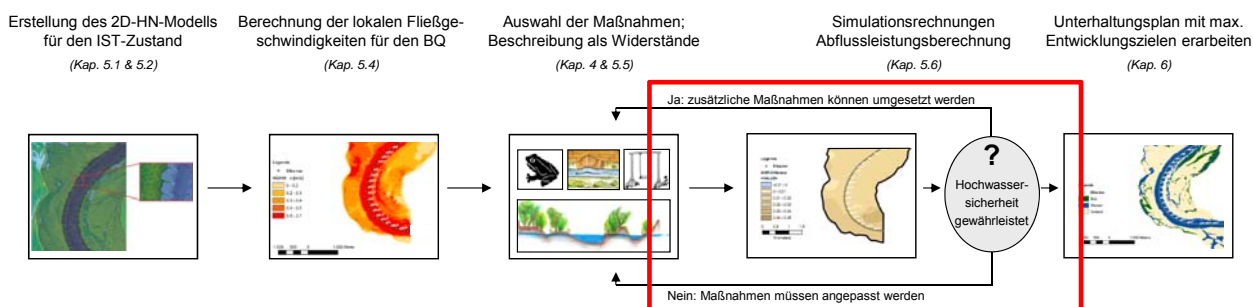


Abb. 18: Ablaufschema zur hydraulischen Bewertung von Maßnahmen, IWG

5.6.1 ALLGEMEINE ASPEKTE

Die Simulationsrechnungen ermöglichen eine belastbare Quantifizierung des Umfangs an durchzuführenden Maßnahmen. In diesem Schritt erfolgt die eigentliche Bewertung der Maßnahmen auf ihre hydraulischen Auswirkungen. Das Hauptaugenmerk der durchzuführenden Szenarienrechnungen liegt hierbei auf der adäquaten Abbildung der ausgewählten Maßnahmen in Form von angepassten Rauheitsbeiwerten bzw. angepassten Geometriedatenänderungen im 2D-HN-Modell.

Die HN-Simulationsrechnungen dienen als Entscheidungshilfe bei der Bewertung der einzelnen Umsetzungsmaßnahmen und führen einen Vergleich zwischen dem Ist-Wasserspiegel zu dem neu berechneten Wasserspiegelverlauf durch. Voraussetzung für eine neutrale Entscheidungsfindung sowie die optimale Ausnutzung der ökologischen Ressource bezüglich einer anzustrebenden Erhöhung der Habitatdiversität setzt präzise formulierte Entwicklungsziele des umzugestaltenden Gewässers bereits im Vorfeld der Planung voraus.

Die HN-Modellrechnungen legen somit die Maximalziele der eigendynamischen Entwicklung, z. B. in Form von maximaler Ausbreitungsgrenze des Vegetationsbestandes oder maximale Sedimentationsraten auf den Vorländern, fest. Diese Einhaltung der maximalen Ausbreitungsgrenzen der Auenvvegetation muss durch entsprechend formulierte Unterhaltungspläne festgelegt und dokumentiert werden.

Die Bewertung von zum Spiel- und Freizeitplätze, Anbindung von z. B. Altarmen, Einbringen von Skulpturen oder die Verteilung eines neuen Wegenetzes erfolgen analog dem zuvor beschriebenen Verfahren. Indem die einzelnen Strukturmaßnahmen entsprechend im HN-Modell berücksichtigt werden, können Unterhaltungsaufwendung deutlich minimiert werden. Dies soll anhand des Anlegens von Wegenetzen kurz erläutert werden: Kreuzt z. B. das Wegenetz den Hauptabflusspfad auf dem Vorland ist an dieser Stelle mit erhöhter

Erosionsgefahr zu rechnen. Dies wird sich in einer erhöhten späteren Unterhaltung dieses Wegeabschnitts niederschlagen, sofern nicht zuvor bereits zusätzliche Sicherungsmaßnahmen bereits beim Anlegen durchgeführt worden sind.

5.6.2 ETABLIERUNG NEUER STRAUCH-, HECKEN UND BAUMBESTÄNDEN

Neben der Identifizierung von geeigneten Flächen sind im urbanen Umfeld noch weitere Aspekte bei der Etablierung neuer Strauch-, Hecken und Baumbestände zu berücksichtigen. Ein geschlossener Gehölzsaum verhindert die Sicht auf das Gewässer. Diese einzuplanenden Sichtfenster führen dazu, dass das Fließgewässer auch als solches wahrgenommen wird.

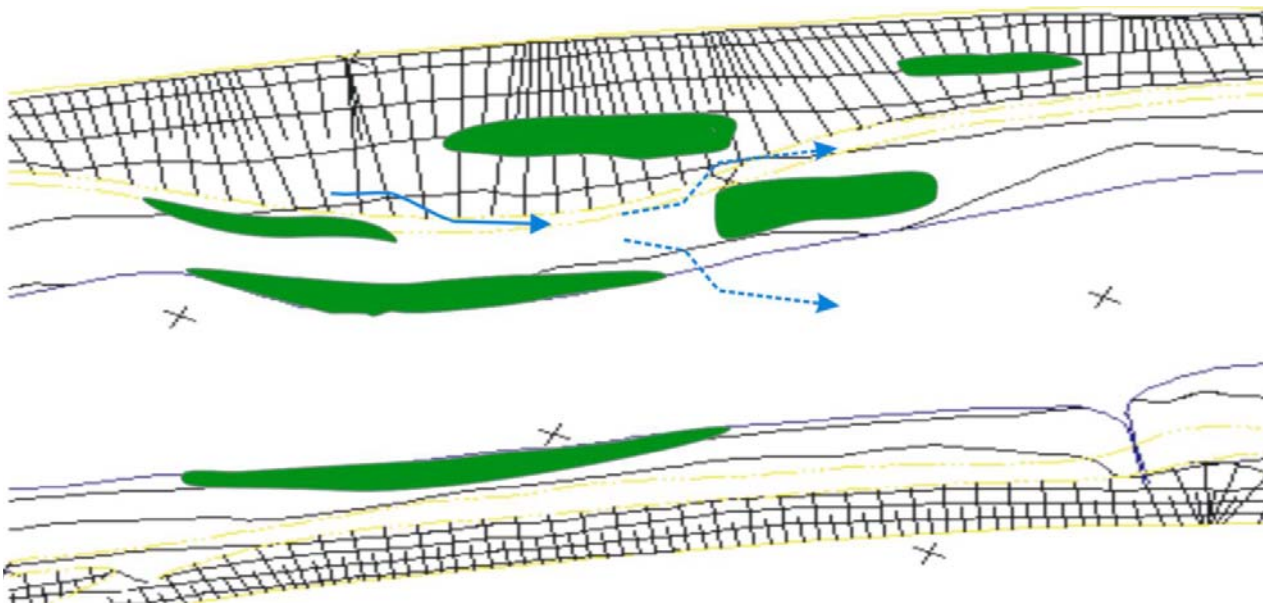


Abb. 19: Ungünstige Anordnungen von Bewuchskollektiven führen zu sehr gefächerten Strömungsmustern mit hohen Interaktionswiderständen und großer Verlandungstendenz [aus: IWG 2005]

Des Weiteren sind schachbrettartige Bewuchskollektive auf den Vorländern zu vermeiden. Ein ständig pendelnder Stromstrich bewirkt auf dem Vorland eine starke Wirbelbildung mit einhergehenden hohen Interaktionswiderständen und dadurch bedingt ein zusätzlicher Aufstau des Wassers nach Oberstrom. Zudem erhöht sich die Gefahr der Verkläuserung dieser Bestände mit Getreibsel, wodurch sich der Strömungswiderstand schlagartig vergrößert und einen starken Anstieg der Wasserspiegellage bewirken würde.

Ferner sind hinter den Bewuchskollektiven, je nach Anordnung (vgl. [Lehmann 2005]), großflächige Sedimentationsflächen zu erwarten. Diese Sedimentationsflächen erhöhen den Unterhaltungsaufwand. Wird keine Räumung der Ablagerungen durchgeführt, kann es zu einer schleichenden Erhöhung des Vorlandbereiches kommen (vgl. Abb. 20).

Daher wird eine eher linienhafte Anordnung der Vegetation (Abb. 21) empfohlen.



Abb. 20: links: einzeln stehende Baum- und Strauchkollektive an der Enz in Pforzheim, die infolge einer übergreifenden Verklausung einen starken Strömungswiderstand bilden, rechts: Sedimentationsfläche im Nachlaufbereich eines Baumes [aus: Lehmann 2005]

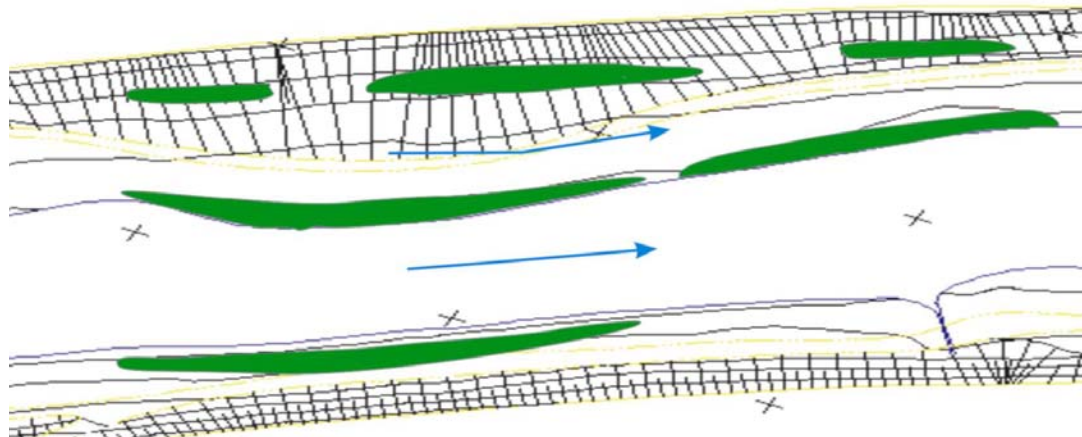


Abb. 21: Hydraulisch sinnvolle Anordnung der Vegetationselemente [aus: IWG 2005]

Des Weiteren sollten keine Strauch-, Hecken oder Baumbestände direkt ober- und unterhalb von Brücken geplant werden, da diese den Abflussquerschnitt weiter einengen. Zudem kann diese Art des Vegetationsbestandes die Verklausungsgefahr weiter erhöhen und somit zu einer Überströmung der Brücke führen.

6 Gewässerunterhaltungsplanung

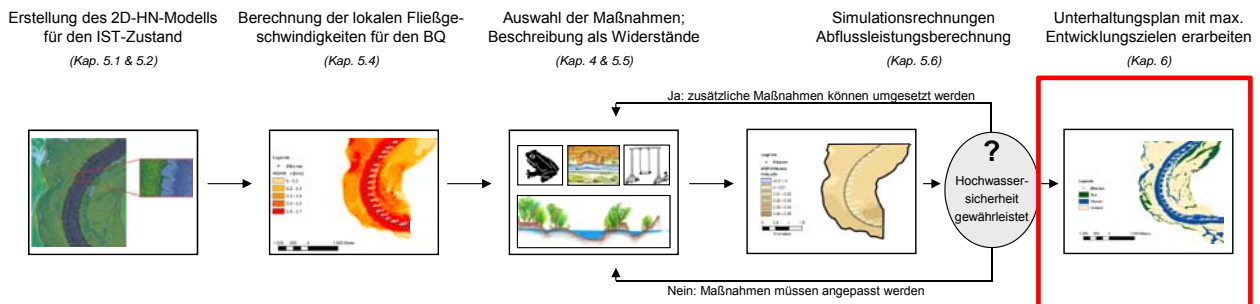


Abb. 22: Ablaufschema zur hydraulischen Bewertung von Maßnahmen, IWG

6.1 ANFORDERUNG AN DEN UNTERHALTUNGSPLAN

Die Erstellung eines Gewässerunterhaltungsplans bereits in der Planungsphase ist Teil eines sinnvollen, nachhaltigen Gewässerentwicklungskonzeptes und stellt ein wichtiges Instrumentarium für die Wahrung der Hochwassersicherheit dar. In den Unterhaltungsplänen werden die maximalen eigendynamischen Entwicklungen festgelegt. Sobald diese überschritten werden, muss in Form von Unterhaltungsmaßnahmen eingegriffen werden.

Ein Gewässerunterhaltungsplan hat dabei folgende Aufgaben zu erfüllen:

- Festlegung der maximalen eigendynamischen Entwicklungsziele,
- Sicherstellung/Wahrung der Hochwassersicherheit des Gewässersystems auch nach Jahren der Gewässerentwicklung,
- Anleitung zu Art und Umfang der Unterhaltungsarbeiten,
- Festlegung der zu beobachtenden Bereiche mit den durchzuführenden Intervallen,
- Reduktion des Unterhaltungsaufwands.

6.2 VON DEN HYDRAULISCHEN ANSPRÜCHEN ZUR GEHÖLZPFLEGEVORGABE

Die Gehölzpflege dient in erster Linie der Erhaltung der Abflussleistung des Gewässers. Dabei sind für die Gehölzpflege folgende generelle Aspekte zu berücksichtigen:

- Die **Strauch-, Hecken und Baumbestände** dürfen sich **nicht unkontrolliert** in die **Breite ausdehnen**.
- Die **HN-Simulations-Modellrechnungen** beziehen sich auf eine zuvor jeweils **definierte maximale Vegetationsdichte und Habitatsbestandsgröße**. Der Umfang und die Art der lokalen Gehölzpflegemaßnahmen richten sich nach den im HN-Modell angesetzten Größen. Wurde z. B. im HN-Modell der holzige Auenbestand als sehr licht angenommen sind in den ersten Jahren nach der Pflanzung die Pflegemaßnahmen deutlich zu erhöhen bis sich ein dichter Kronenschluss bildet, der das Aufkommen von jungen Strauch- und Baumtrieben oder die Bildung einer Krautschicht verhindert.
- Sedimentations- bzw. Erosionsprozesse im Nahbereich der Vegetation können gezielt initiiert werden. Hierbei ist vor allem auf den Punkt einer schleichenden Sedimentation im Nachlaufbereich von dichten Vegetationsbeständen sowie bei der Maßnahme „Weiden auf den Stock setzen“ hinzuweisen.

- Flächenhaft auftretende dichte **Kraut- und Röhrichtfluren** führen zu abflussunwirksamen Bereichen und müssen entsprechend unterhalten werden sofern sie im HN-Modell nicht angemessen berücksichtigt wurden.

Neben den hydraulischen Ansprüchen erfüllt die Gehölzpflege auch ökologische und gesellschaftliche Ansprüche. Beispielfolgend sind folgende Punkte genannt.

- Monotone Auenbestände können durch eine gezielte Gehölzpflege diverser gestaltet werden.
- Sehr dichte holzige Vegetationsbestände erhöhen die Gefahr der Verklausung und sind entsprechend im HN-Modell zu berücksichtigen.
- Alte Auenbestände sind, sofern keine auendynamische Sukzession erfolgt, regelmäßig zu verjüngen.
- Regelmäßige „Sichtfenster“ entlang der Uferstreifen schaffen ein Gefühl der „Erlebbarkeit des Gewässers“.

Eine Auflistung aller am Gewässer anfallenden Unterhaltungsmaßnahmen würde den Rahmen dieses Leitfadens sprengen. Hierzu sei auf die Ausführungen in der entsprechenden Fachliteratur verwiesen.

6.3 GEWÄSSERSCHAU

Monitoring bezeichnet ein systematisches Erfassen, Beobachten und/oder Überwachen eines Prozesses mittels technischer Hilfsmittel. Die wiederholende Durchführung ist dabei ein zentrales Element der entscheidungsorientierten Erfassung der beobachteten Parameter. Die Funktion des Monitorings besteht in dem steuernden Eingriff in einen Prozess, sofern gewünschte Schwellenwerte unter- bzw. überschritten werden und sollte im Rahmen der Gewässerschau durchgeführt werden.

Der Ergebnisvergleich der Beobachtung zwischen Ist-Zustand mit den im HN-Modell festgelegten Maximalzielen ist ein zentrales Mittel um handlungsorientierte Schlussfolgerungen, d. h. angepasste Unterhaltungsmaßnahmen, ableiten zu können. Das Ausbreiten von holzigen Auenbeständen, welches häufig zu einer Verschlechterung der Hochwassersituation führt, kann gezielt verhindert werden, sofern bereits im Vorfeld ein Bestands- und Unterhaltungskonzept erarbeitet wurde. Dieser Plan muss die maximalen Vegetationsbestandsbreiten bzw. die maximal zulässigen eigendynamischen Umlagerungszustände enthalten. Folgende Punkte sind bei der Gewässerschau zu überprüfen, um die zeitlich sich ändernde morphologische und vegetative Entwicklung zu dokumentieren und damit sichtbar zu machen.

Die folgenden Empfehlungen sind vor allem unter dem Blickwinkel Gehölzpflege vs. natürliche eigendynamische Vegetationsentwicklung zu sehen:

- Querprofilvermessungspunkte fixieren: ansonsten ist kein Vergleich der Querprofile möglich
- Lage signifikanter Querprofile:
 - Ober- und unterhalb von Zuflüssen (Sedimentationsgefahr unterstrom bzw. oberstrom sowie innerhalb der Vegetationsbestände),
 - an Aufweitungsstrecken (Sedimentationsgefahr innerhalb der Vegetationsbestände),
 - an Engstellen (Erosionsgefahr an den Rändern der Vegetationsbestände),
 - an/auf Inseln (Sedimentationsgefahr innerhalb der Vegetationsbestände sowie Erosionsgefahr im Hauptfluss)

- an Flusskrümmungen (Erosionsgefahr des Prallhangs).
- innerhalb und unterstrom von Strauch-, Hecken und Baumbeständen (vgl. Kap. 5.5.2.2 Sedimentation von Feinsanden innerhalb der Nachlaufzone der Pflanzen) um einer schleichen- den Auflandung auf dem Vorland entgegen wirken zu können.
- Vegetationsaufnahme, Fotodokumentation:

Fotos dokumentieren anschaulich die Vegetationsentwicklung über die Jahre. Dies setzt jedoch voraus, dass die Bilder immer an der gleichen Stelle aufgenommen werden. Zusätzlich sind die Bestandsbreite, die Entfernungen vom Ufer sowie der Bewuchsparameter zu bestimmen.

- Maximal zulässige Vegetationsbestandsentwicklung mit exakter Lagebeschreibung sowie Vegetations- dichtebeschreibung erarbeiten (vgl. Abb. 23):

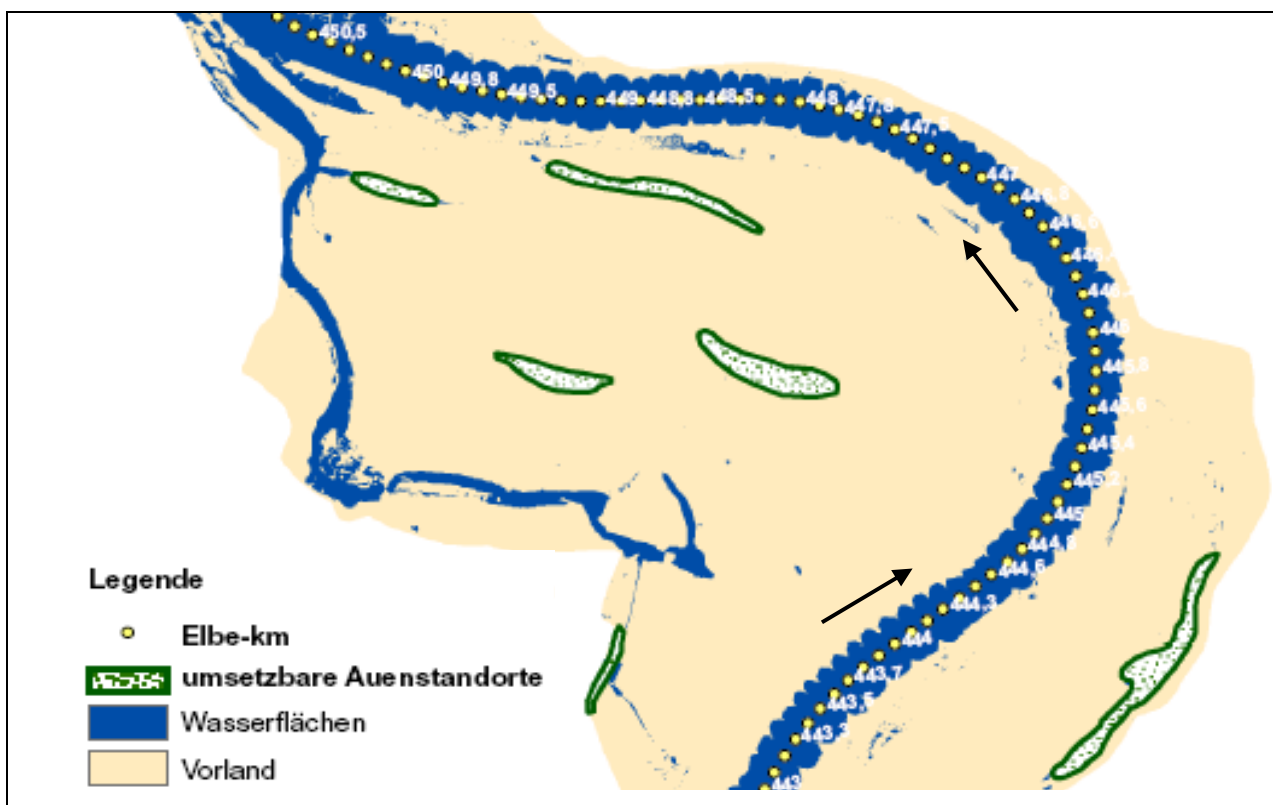


Abb. 23: Darstellung der umsetzbaren Auenstandorte aus biologischer und hydraulischer Sicht. Die exakte Lage der Flächen ergibt sich aus der georeferenzierten Darstellung im GIS, IWG

Eine weitere Optimierung stellt die Kopplung der erhobenen Daten in eine Datenbank (z. B. Excel) mit dem HN-Modell dar. Damit wäre eine kontinuierliche Überprüfung der aktuellen Abflussleistung des Gewässerabschnittes möglich. Des Weiteren zwingt eine selbst auferlegte Datenbankstruktur zu einer einheitlichen, systematisierten Datenaufnahme. Gleichzeitig werden Datenlücken und Fehlmessungen sofort sichtbar.

7 Musterunterhaltungsplan am Beispiel der Enz in Pforzheim

Die naturnahe Umgestaltung der Enz im Stadtgebiet Pforzheim war eine Teilmaßnahme der Landesgartenschau 1992. Neben der ökologischen Verbesserung des Gewässers wurde im Wesentlichen eine Aufwertung stadtnaher Erholungsflächen durch freiraumplanerische Maßnahmen verfolgt.

Das damals vorhandene Doppeltrapezprofil wurde strukturell aufgelöst und durch naturgemäße Bauweisen zur Ufer- und Vorlandsicherung sowie durch den Einbau von Inselstrukturen ergänzt. Die renaturierte Strecke beginnt unterhalb der Nagold- Einmündung (Flusskilometer 58+000) und endet kurz oberhalb des Landespegels Pforzheim-Kläranlage (Enz-km 56+210).

Vom Gewässertyp ist die Enz als Berglandfluss einzustufen. Die Geologie der Enz wird vom oberen und mittleren Buntsandstein und vom Muschelkalk geprägt. Das Einzugsgebiet der Enz weist eine Größe von ca. 1480 km² auf. Das Sohlenprofil setzt sich aus Flussgeröllen, Sand, Kies und Schluff zusammen [LfU 1995].

Im Rahmen einer langjährigen Messkampagne unter Federführung der LfU wurden morphologische und vegetationskundliche Erhebungen durchgeführt. Zudem wurde die faunistische Artendiversitätsentwicklung anhand von aufwendigen Untersuchungen quantifiziert.

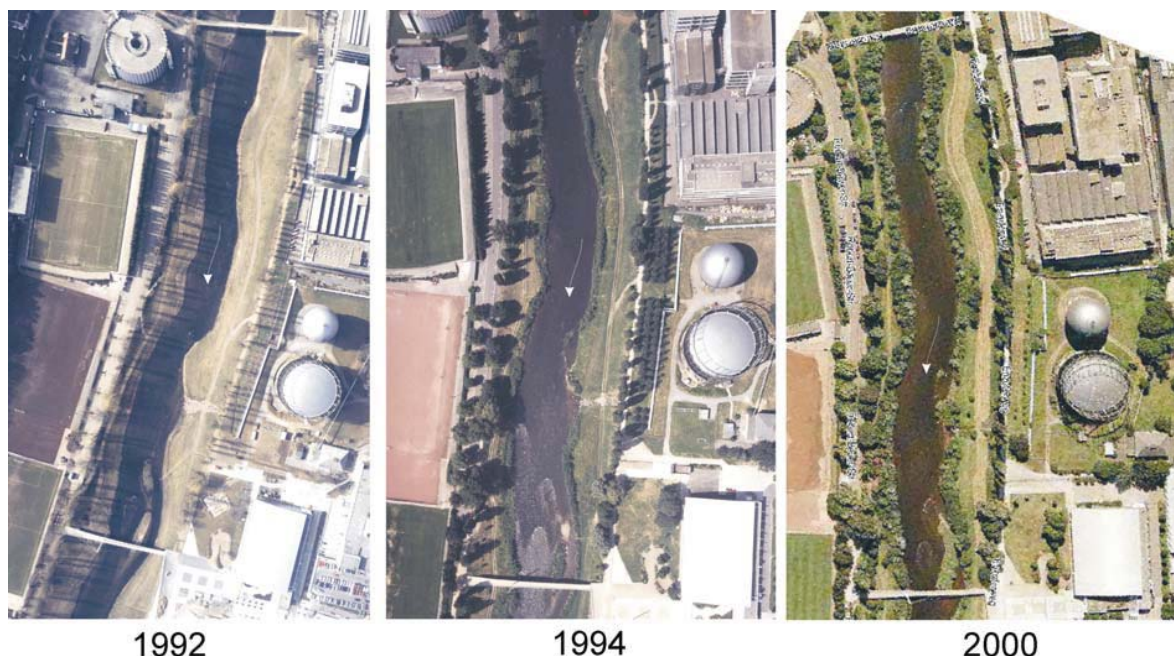


Abb. 24: Entwicklung des Vegetationsbestandes anhand von Luftbildaufnahmen [aus: Lehmann 2005]

Die Überprüfung des umgestalteten Bereichs in 2004 ergab, dass durch die starke Vegetationsentwicklung trotz kontinuierlicher Gewässerunterhaltung die hydraulische Leistungsfähigkeit des naturnah umgestalteten Gewässerabschnittes nach dieser 12-jährigen Gewässerentwicklung nicht mehr den aktuellen Hochwasserschutzansprüchen entsprach (vgl. [Lehmann 2005]). Die Entwicklung der holzigen Auenvegetation auf den Vorländern innerhalb von 8 Jahren wird in den Luftbildaufnahmen veranschaulicht (vgl. Abb. 24).



Abb. 25: Musterunterhaltungsplan Enz in Pforzheim [aus: IWG 2005] (Erläuterung siehe unten)

Um den geplanten Hochwasserschutzgrad wieder zu erreichen, wurde ein Unterhaltungsplan erstellt, der die maximal zulässigen Vegetationsbereiche aufweist.

In Abb. 25 ist ein Auszug des erarbeiteten Unterhaltungsplans. Die in den Unterhaltungsplänen **rot schraffierten Flächen** stellen gegenwärtige Vegetationsbestände dar, die aus hydraulischer Sicht entfernt werden müssen, um die Abflussleistungsfähigkeit bei Hochwasser zu gewährleisten. Die rot ausgefüllten Flächen in Abb. 25 werden aus landschaftsgestalterischen Gründen entfernt. Um das urbane Gewässer auch für die Anwohner erlebbar und somit sichtbar zu machen. In den grünen Bereichen kann die Vegetation bestehen bleiben.

8 Literatur

Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. („EU-Wasserrahmenrichtlinie“). Kommission der Europäischen Gemeinschaft: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L327/1 vom 22.11.2000.

Bernhart, B., Weiger, H. & Schneider, S. (2010): Riparian Forests and Riverine Vegetation - Risk Factors in Case of Flooding? BfG-IAD Konferenzbeitrag: 38th IAD Conference: Large River Basins – Danube meets Elbe, Challenges – Strategies – Solutions; 22–25 June 2010, Dresden.

BfN (2009): Auenzustandsbericht: Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt. In BfN-Schriftenreihe „Naturschutz und Biologische Vielfalt“ Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.

BfN (2011): Auenschutz – Hochwasserschutz – Wasserkraftnutzung, Beispiele für eine ökologisch vorbildliche Praxis Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.

Briem, E., (2003): Gewässerlandschaften der BRD. ATV-DVWK Deutsche -Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abfall e.V. Rheinbach. ISBN: 3-924063-33-8.

Bretschneider, H. & Schulz, A.(1985): Anwendung von Fließformeln bei naturnahem Gewässerausbau. - Schriftenreihe des DVWK, Heft 72, Verlag Paul Parey, Hamburg.

BWG (2001): Hochwasserschutz an Fließgewässern: Wegleitungen 2001. BWG, Biel.

BWK (2000): Hydraulische Berechnung von naturnahen Fließgewässern – Teil 2, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK e.V.), Pfullingen.

DIN (38410): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) - Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1). DIN Deutsches Institut für Normung e. V, Berlin.

DVWK (1991): Hydraulische Berechnung von Fließgewässern. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Merkblätter Heft 220, Hamburg.

DVWK (2000): Gestaltung und Pflege von Wasserläufen in urbanen Gebieten. DVWK-Merkblatt 252/2000.

DWA (2009): Merkblatt DWA-M 609-1 Entwicklung urbaner Fließgewässer Teil 1: Grundlagen, Planungen und Umsetzung. DWA-Regelwerk, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V, Hennef.

DWhG (2005): Gewässerentwicklung in der Kulturlandschaft. Hrsg.: Ohlig, C., Schriften der Deuten Wasserhistorischen Gesellschaft e.V., Verlag: Books on Demand GmbH, Norderstedt.

Fischenich, J.C.; Copeland R.R (2001): Environmental Considerations for Vegetation in Flood Control Channels. Engineer Research and Development Center Vicksburg MS Costal and Hydraulicslab; Vicksburg.

Habersack (2009): Zusammenstellung von k_{st} -Rauheitsbeiwerten, BOKU Wien.
http://iwhw.boku.ac.at/LVA816332/Flie%E1widerstand_Einheit_5.pdf

Hartlieb, A., (2006): Modellversuche zur Rauheit durch- bzw. überströmter Maisfelder. In Wasserwirtschaft Nr. 3/2006, pp. 38 bis 41.

Heimann, S. (2008): Urbane Fließgewässer in der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Ein Positionspapier. Netzwerk Fließgewässer im urbanen Raum. www.netzwerk-flur.de

Henrichfreise, A. (1996): Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelelbe in Gefahr. Natur und Landschaft 71: 246-248.

IWG: Nestmann, F; Bernhart, H. H.; Lehmann; B & Schneider, S. (2005): Musterunterhaltungsplan Pforzheim/ Enz. Bericht im Auftrag der LfU, (unveröffentlicht)

Järvelä J. (2002): Flow resistance of flexible and stiff vegetation: a flume study with natural plants. Journal of Hydrology, Vol. 269, p. 44-54

Järvelä (2004): Determination of flow resistance caused by non-submerged woody vegetation. International Journal of River Basin Management 2 (1): p. 61-70.

Jürging, P. (2003): Ökologische Aspekte bei der Umgestaltung von Fließgewässern in urbanen Bereichen. In: Gewässer in der Stadt – Vorträge zum Wasserbaukolloquium am 20./21.03.2003

Jürging, P; Patt, H. (2005): Fließgewässer und Auenentwicklung – Grundlagen und Erfahrungen. Springer, Berlin, Heidelberg.

Kaiser, O. et al (2005): Fließgewässer im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Denkmalpflege. In: Gewässerentwicklung in der Kulturlandschaft. Hrsg. Ohlig, C., Schriften der Deutschen Wasserhistorischen Gesellschaft (DWhG) e.V., Band 7, Siegburg.

Kaiser, O. (2005): Bewertung und Entwicklung urbaner Fließgewässer. Culterra 44: Schriftenreihe des Instituts für Landschaftspflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Kern, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Springer-Verlag, Heidelberg.

König, F. (2011): Methode zu hydromorphologischen und soziokulturellen Bewertung urbaner Fließgewässer. Dissertation, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), (eingereicht).

KoWeB (2011): Konzept zur Etablierung von Weichholzaunen an Bundeswasserstraßen.
<http://www.weichholzaue.de>

Larsen, P. (1986): Probleme und Lösungsansätze der Wasserspiegelberechnung von naturnahen Fließgewässern. In Mitteilung 176 des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Fridericiana zu Karlsruhe.

Lehmann, B. (2005): Empfehlungen zur naturnahen Gewässerentwicklung im urbanen Raum – unter Berücksichtigung der Hochwassersicherheit -. Heft 230. Mitteilung des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruhe

LfU (1992): Gewässerentwicklungsplanung – Leitlinien, Handbuch Wasser 2 Band 3, Landesanstalt für Umweltschutz in Baden-Württemberg, Stuttgart.

LfU (1998a): Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg. Teil II: Gewässerentwicklungskonzept. Heft 44. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

LfU (1998b): Gewässerentwicklungsplanung. Teil I: Grundlagen und Faltblatt. Heft 48. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

LfU (2002a): Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg. Teil III: Arbeitsanleitung zur Erstellung von Gewässerentwicklungsplänen. Heft 72. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

LfU (2002b): Hydraulik naturnaher Fließgewässer. Teil 1: Grundlagen und empirische hydraulische Berechnungsverfahren. Heft 74. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

LfU (2002c): Hydraulik naturnaher Fließgewässer. Teil 2: Neue Berechnungsverfahren für naturnahe Gewässerstrukturen. Heft 75. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

LfU (2003a): Hydraulik naturnaher Fließgewässer. Teil 3: Rauheits- und Widerstandsbeiwerte für Fließgewässer in Baden-Württemberg. Heft 78. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

LfU (2003b): Hydraulik naturnaher Fließgewässer. Teil 4: Numerische Modelle zur Strömungssimulation. Heft 79. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

LUBW (2005): „Fließgewässertypen in Baden-Württemberg“, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

LUBW (2007): „Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg“, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

LUBW (2008): „Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg – Feinverfahren“, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

Millenium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystem and Human Wellbeing – Synthesis, S. 39ff. (PDF)

Mosner, E., Schneider, S., Lehmann, B., Leyer, I. (2010): Hydrological prerequisites for optimum habitats of riparian Salix communities – identifying suitable reforestation sites. Manuscript ID: AVS-A-00283.R3. Applied Vegetation Science. Wiley-Blackwell, Großbritannien.

Oplatka, M. (1998): Stabilität von Weidenverbauungen an Flussufern. Zürich. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Heft 156, Zürich.

Pasche (1984): Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgewässern und die Möglichkeit ihrer mathematische Erfassung. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft RWTH, Heft 24, Universität Aachen.

Schade, U. (2005): Monitoring zur Erfolgskontrolle von Revitalisierungsprojekten an Fließgewässern. Konzeptentwicklung und Implementierung am Beispiel von Brend und Ulster im Biosphärenreservat Rhön. Teil: KBzGG_Heft20_Schade_Handbuch: Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie. Karlsruher Institut für Technologie (KIT).

Könemann (1981): Der wechselseitige Einfluss von Vorland und Flussbett auf das Widerstandsverhalten offener Gerinne mit gegliederten Querschnitten, Technischer Bericht Nr. 25 des Instituts für Hydromechanik und Hydrologie, TH Darmstadt.

Patt H., Jürging, P., Krauss, W. (2004): Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer –Verlag, Berlin.

Petryk & Bosmajian (1975): Analysis of flow through vegetation. J. Hydr. Div. ASCE, 101 (7), p. 871-884.

Rouvé 1987: Schneider, S., Läkemäker K., Lehmann B. & Nestmann F. (2007): Hydraulik naturnaher Fließgewässer II Empfehlungen zur naturnahen Entwicklung ausgebauter Fließgewässer in Ortslagen unter besonderer Berücksichtigung des Hochwasserschutzes. FZKA-BWPLUS, <http://bwplus.fzk.de/berichte/SBer/BWR25006SBer.pdf>

Schneider, S. (2007): Potentielle Weichholzaunenstandorte an der Elbe. Beiträge zum Treffen junger Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler an Wasserbauinstituten, 9. JuWi-Treffen, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, S.169-174, Kassel.

Schneider, S. (2010): Widerstandsverhalten von holziger Auenvegetation. Dissertation, Karlsruher Institut für Technologie (KIT).

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 53.

Tockner K. & J. A. Stanford (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. Environmental Conservation, 29:308-330.

Woolsey, S et al. (2005): Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Eine Publikation des Rhone-Thur-Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. Kastanienbaum.

von Hey (1992): River mechanics and habitat creation. In: O'Grady et al. (1992), p.271-285.

Wietschel (2000): Produktion und Energie: Planung und Steuerung industrieller Energie- und Stoffströme.
Lang Verlag, Frankfurt

Anhang 1

Erhebung der Einzelparameter für die Bewertung urbaner Fließgewässer nach König

Im Folgenden wird der Erhebungsbogen für die Bewertung urbaner Fließgewässer nach König [König 2011] erläutert. Das methodische Vorgehen für die anschließende Bewertung des Ist-Zustandes ist dabei wie folgt: Der zu entwickelnde Gewässerabschnitt wird anhand von messtechnisch erfassbaren Indikatoren hinsichtlich den Bereichen Strukturvielfalt, aquatische Durchgängigkeit und soziokulturelle Aspekte bewertet. König schlägt die Verwendung von 30 Parametern vor, die für die Bewertung der urbanen Fließgewässer heranzuziehen sind. Anhand dieser standardisierten Bestimmung von sektoralen Leitbildern wird das Verbesserungspotential von urbanen Gewässern messtechnisch erfasst, bewertet- und damit auch vergleichbar.

Bewertungsblock	Teilbereich	Parameter und Indikatoren
Strukturvielfalt	Querprofil	Profiltyp
	Sohle und Wasserkörper	Substrattyp Sohlstrukturen Sohlenverbau Substratdiversität Tiefenvarianz Strömungsdiversität
	Böschungsfuß	Verbau des Böschungsfußes Strukturen am Böschungsfuß Breitenvarianz Übergangszone
	Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland	Uferverbau Struktur der Vegetation Bodenständigkeit der Ufervegetation Gewässerrandstreifen Gebölzstreifen
Aquatische Durchgängigkeit	Makrozoobenthos	Querbauwerke Rückstaubereiche Wassertiefe Fließgeschwindigkeit Verrohrung/Durchlässe Anbindung/Nebengewässer
	Fische	Querbauwerke Rückstaubereiche Wassertiefe Fließgeschwindigkeit Verrohrung/Durchlässe Anbindung/Nebengewässer
Soziokulturelle Aspekte	Räumliche Integration	Sichtbarkeit Erreichbarkeit Zugänglichkeit
	Attraktivität des Gewässerraums	Eigenart Aufenthaltsqualität
	Städtebauliche Informationen und Ausstattungsfaktoren	Ausstattungsfaktoren Kulturhistorische Objekte Umfeldnutzung

Abb. 26: Übersicht der drei zu erhebenden Bewertungsblöcke mit den jeweiligen Teilbereichen sowie den dazugehörigen Parametern [aus: König 2011]

(A) Strukturvielfalt

Hinweis: alle Kästchen möglicher Merkmalsausprägungen ankreuzen

(A.1) Querprofil

Profiltyp

Naturprofil oder naturnahes Profil Regelprofil mit naturnaher "Überlagerung" Regelprofil mit Vollausbau variierendes Profil Regelprofil mit offener Sohle

(A.2) Sohle und Wasserkörper

Substratdiversität, Tiefenvarianz und Strömungsdiversität

Substrat- Tiefen- Strömungsdiversität varianz diversität

sehr groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
mäßig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
gering	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

Substrattyp

Schlamm
 Ton, Schluff, Lehm
 Sand
 Kies, Schotter
 kein Sohlsubstrat

Sohlverbau

kein Sohlverbau
 Teilverbau mit Substratbedeckung
 lückiger Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend)
 massiver Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend) oder lückiger Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)
 massiver Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)

Sohlstrukturen

Schnellen, Pools, Kehrwasser, Rampen, Flachwasser, Wurzelflächen, Tiefriinnen, Kolke, Makrophytenpolster, Kaskaden, Inseln, Längs- und Querbänke	häufig <input type="checkbox"/> mehrfach <input type="checkbox"/> vereinzelt <input type="checkbox"/> ansatzweise <input type="checkbox"/> keine <input type="checkbox"/>
--	---

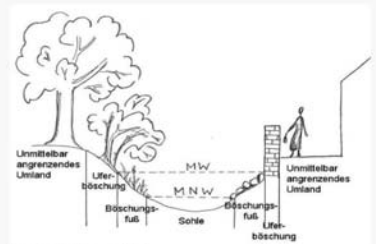
(A.3) Böschungsfuß

Verbau des Böschungsfußes

	kein Verbau		Lebendverbau		Steinschüttung, Steinwurf		Fugenverbau, Böschungsrasen		Glattverbau	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Breitenvarianz

	L	R
sehr groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>



Quelle: Miethaner 2007

Strukturen am Böschungsfuß

	L	R
Baumumlauf, Sturz/ Prallbaum, Unterstand, Holzansammlung, Ufersporn/-abbruch, Nistwand, direkt über dem Wasser hängende Zweige, Wurzeln über/ unter Wasser, leitbildkonforme Ersatzstrukturen	häufig <input type="checkbox"/> mehrfach <input type="checkbox"/> vereinzelt <input type="checkbox"/> ansatzweise <input type="checkbox"/> keine <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>

Übergangzone

	L	R
durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
halb-durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mehrfach vorhanden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
vereinzelt vorhanden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

(A.4) Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland

Uferverbau

	kein Verbau		Lebendverbau		Steinschüttung, Steinwurf		Fugenverbau, Böschungsrasen		Glattverbau	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Struktur der Vegetation

	L	R
> 3 Bestandsschichten	komplex <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3 Bestandsschichten	mäßig <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2 Bestandsschichten	einfach <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
1 Bestandsschicht	einförmig <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Ufervegetation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Uferstreifen

	> 10m		5 - 10m		< 5m		nicht vorhanden	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Gehölzstreifen

	L	R
durchgehender Gehölzstreifen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
teilweise durchgehender Gehölzstreifen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
einzelne Gruppen o. regelmäßige Anordnung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
vereinzelte Gehölze	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Gehölze	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>



Quelle: Miethaner 2007

Bodenständigkeit der Ufervegetation

	Bodenständige Gehölze, Röhricht, gewässertypische Hochstaudenfluren		Andere Gehölze (außer Nadelbäume), Nitrophytenfluren		Neophytenfluren, Nadelbäume, Scherrasen, nicht-heimische Zierpflanzen		keine Vegetation	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abb. 27: Erhebungsbogen der Einzelparameter für den Teilbereich Strukturvielfalt [aus: König 2011]

C) Sozio-kulturelle Aspekte

Hinweis: alle Kästchen möglicher Merkmalsausprägungen ankreuzen

(C.1) Räumliche Integration

Sichtbarkeit

Sichtweite: maximale Entfernung vom Gewässerrand, von der ein Erwachsener die Wasseroberfläche gerade noch sehen kann		
sehr gut sichtbar	Sichtweite > doppelte Gewässerbreite	<input type="checkbox"/>
gut sichtbar	Sichtweite = einfache bis doppelte Gewässerbreite o. schlechter mit zahlreichen Einblicken	<input type="checkbox"/>
mäßig sichtbar	Sichtweite < einfache Gewässerbreite o. schlecht sichtbar mit vereinzelt Einblicken	<input type="checkbox"/>
schlecht sichtbar	Mauern, Gebäude, dichte Vegetation o.ä. behindern die Sicht	<input type="checkbox"/>
nicht sichtbar	Gewässer verläuft unterirdisch	<input type="checkbox"/>

Erreichbarkeit

sehr gut erreichbar	durchgängiger Fuß- u./o. Radweg an mind. einem Ufer u. ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz in näherer Umgebung	<input type="checkbox"/>
gut erreichbar	mind. teilweise Fuß- u./o. Radweg u. ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz in der Nähe	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt erreichbar	Fuß- u./o. Radweg führen nur punktuell ans Wasser, oder Fuß- u./o. Radweg vorhanden und kein ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz	<input type="checkbox"/>
schlecht erreichbar	für Fußgänger und Radfahrer führen nur schlecht geeignete Wege/Straßen an den Wasserlauf heran	<input type="checkbox"/>
nicht erreichbar	keine Wege o. Straßen am oder zum Gewässer	<input type="checkbox"/>

Zugänglichkeit

direkt zugänglich	Kontakt mit dem Wasser direkt möglich, keine nennenswerten Hindernisse; flache Ufer o. Treppe ermöglichen bequemen Zugang	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt zugänglich	Zugang mit vertretbarem Aufwand, keine direkten Hindernisse, Uferböschungen relativ flach; o. unzugängliche Abschnitte mit mehreren Zugängen	<input type="checkbox"/>
schwer zugänglich	Zugang ist grundsätzlich möglich, erfordert jedoch einen relativ großen Aufwand, z.B. wegen dichter Vegetation am Ufer, kleinen Mauern, Zäunen o. steilen Böschungen; o. unzugängliche Abschnitte mit einzelnen, kleinen Zugängen	<input type="checkbox"/>
unzugänglich hoch	sehr steile Uferböschungen, Gewässer durch Gebäude, unüberwindbare Mauern o. Zäune abgesperrt; kein Zugang bzw. Aufwand o. Unfallgefahr zu hoch	<input type="checkbox"/>
nicht zugänglich	Gewässer ist unter der Erde verlegt o. wird unter Gebäuden hindurchgeführt	<input type="checkbox"/>

(C.2) Attraktivität des Gewässerraums

Eigenart

Zu berücksichtigende Faktoren: historische Gebäude, Querbauwerke im Gewässer, Materialien u. Baustile, Vegetationsstrukturen u. Biotope, Verlauf u. Strukturen des Gewässers, faunistische u. floristische Besonderheiten, Nutzungen des Gewässerraums, Räume u. Dimensionen, Sichtbeziehungen, Kulissenwirkung des Umfelds, sinnliche Reize (Licht, Farben, Geruch, Geräusche)

sehr hohe Eigenart	sehr hoher Wiedererkennungswert u. stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives u. einzigartiges Ambiente dar	<input type="checkbox"/>
hohe Eigenart	hoher Wiedererkennungswert u. stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives Ambiente dar	<input type="checkbox"/>
mittlere Eigenart	einzelne Elemente u. Strukturen --> gewisse Charakteristik u. Attraktivität, keinen einheitlichen Gesamteindruck	<input type="checkbox"/>
geringe Eigenart	kaum charakteristische Merkmale vorhanden, Wiedererkennungswert u. Attraktivität gering	<input type="checkbox"/>
keine erkennbare Eigenart	keine charakteristischen Merkmale, unattraktiv	<input type="checkbox"/>

Aufenthaltsqualität

sehr hohe Aufenthaltsqualität	zahlreiche die Aufenthaltsqualität fördernde Elemente, Störfaktoren spielen allenfalls eine untergeordnete Rolle	<input type="checkbox"/>
hohe Aufenthaltsqualität	überwiegend positiv wirkende Elemente vorhanden, jedoch auch einzelne Störfaktoren	<input type="checkbox"/>
mittlere Aufenthaltsqualität	positive Elemente und Störfaktoren halten sich die Waage	<input type="checkbox"/>
geringe Aufenthaltsqualität	nur wenige die Aufenthaltsqualität fördernde Elemente, die Störfaktoren überwiegen	<input type="checkbox"/>
sehr geringe Aufenthaltsqualität	allenfalls vereinzelt positiv wirkende Elemente; jedoch maßgeblich durch Störfaktoren geprägter Charakter	<input type="checkbox"/>
keine Aufenthaltsqualität	Aufenthalt nicht möglich	<input type="checkbox"/>

(C.3) Zusatzinformationen

Ausstattungsfaktoren

positive Faktoren		Störfaktoren		
Besinnungsraum	Ruhe, Abgeschiedenheit	<input type="checkbox"/>	Lärm (z.B. Straßenverkehr)	<input type="checkbox"/>
	natürliche Vielfalt	<input type="checkbox"/>	Geruch (Emissionen von Kläranlagen, Industrie, Straße)	<input type="checkbox"/>
	Ausblick auf das Fließgewässer möglich	<input type="checkbox"/>	visuelle Beeinträchtigungen und Blickfeldstörungen durch Hauptverkehrsstraßen, unattraktive Gebäude etc.	<input type="checkbox"/>
Begegnungsraum	attraktive Ufer mit Kulissenwirkung	<input type="checkbox"/>	Hundekot	<input type="checkbox"/>
	Sitzgelegenheiten, auch Straßencafés, sofern sie am Gewässer liegen	<input type="checkbox"/>	Müll am Ufer o. im Gewässer	<input type="checkbox"/>
	historische Elemente, die zum Gewässer gehören, z.B. Mühlen, Brücken, Wehre usw.	<input type="checkbox"/>	verwilderte Vegetation (z.B. Brennnesseln, Brombeergebüsche)	<input type="checkbox"/>
	Kunstwerke die in thematischem o. räumlichen Zusammenhang zum Gewässer stehen	<input type="checkbox"/>	schlechte Wasserqualität	<input type="checkbox"/>
Erlebnisraum	Lehrpfade o. Schautafeln mit Bezug zum Wasser	<input type="checkbox"/>		
	strömungsberuhigte Flachwasserbereiche, die sich zum Planschen u. Spielen eignen	<input type="checkbox"/>		
	Badestellen mit einer Wassertiefe von >1m u. für die Badenutzung geeigneter Wassgüte	<input type="checkbox"/>		
	Spiel- u. Liegeflächen (müssen nicht offiziell als solche ausgewiesen sein)	<input type="checkbox"/>		
	Grillplätze (nur offiziell ausgewiesene, keine wilden Feuerstellen)	<input type="checkbox"/>		
Sportanlagen und -verleih: Volleyballplätze, Tischtennisplatten, Kanuverleih etc.		<input type="checkbox"/>		
sonstige positive Faktoren: geleerte Müllbehälter, sanitäre Anlagen, etc.		<input type="checkbox"/>		

Kulturhistorische Objekte

Hinweis: Nutzungen eintragen und Zutreffendes ankreuzen

Nutzung	aktuell	<input type="checkbox"/>
	historisch	<input type="checkbox"/>
formaler Erhaltungszustand	sehr gut	<input type="radio"/>
	gut	<input type="radio"/>
	rudimentär	<input type="radio"/>
funktionaler Erhaltungszustand	uneingeschränkt funktionsfähig	<input type="radio"/>
	teilweise funktionsfähig	<input type="radio"/>
	funktionslos, jedoch ablesbar	<input type="radio"/>
Erlebbarkeit	funktionslos	<input type="radio"/>
	Zugangsmöglichkeit	<input type="checkbox"/>
	Funktion ersichtlich u. ggf. beobachtbar (z.B. bei einem Mühlrad)	<input type="checkbox"/>
	Kennzeichnung als kulturhistorisches Objekt o. erläuternde Schautafeln vorhanden	<input type="checkbox"/>

Umfeldnutzung

Hinweis: jeweilige Flächenanteile in % eintragen

	prozentualer Anteil links	prozentualer Anteil rechts
Verkehrsfläche	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Industriegebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Dienstleistungs- u. Gewerbegebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Mischgebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Wohngebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Öffentliche Einrichtung	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Öffentlicher Platz	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Brachflächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gärten	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sport- u. Freizeitanlagen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Grün- u. Parkanlagen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Landwirtschaftliche Flächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Forstwirtschaftliche Flächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sukzession	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Abb. 28: Erhebungsbogen der Einzelparameter für den Teilbereich soziokulturelle Aspekte, [aus: König 2011]

(B) Aquatische Durchgängigkeit

Querbauwerke		Hinweis: jeweils die Anzahl der Querbauwerke eintragen	
uneingeschränkt durchgängig	kein Querbauwerk	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> Querbauwerk mit $dh < 0,2$ m funktionierende Fischaufstiegsanlage raue Rampe oder Gleiten mit Einhaltung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts) 	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> Querbauwerk mit $dh > 0,2$ m nicht funktionierende Fischaufstiegsanlage raue Rampe oder Gleite mit Unter- bzw. Überschreitung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts) 	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Läng der Rampe/Gleite	Rhithral	Potamal
bis 5 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,75$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,4$
bis 10 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,5$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,25$
> 10 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 0,9$
alle Längen	$y_m > 0,45$	$y_m > 0,6$

Rückstaubereich		Hinweis: jeweils Anzahl der Rückstaubereiche eintragen	
uneingeschränkt durchgängig	kein Rückstaubereich	Makrozoobenthos <input type="checkbox"/>	Fische <input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	mit $v_m > 0,3 \text{ m/s}$	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	mit $v_m < 0,3 \text{ m/s}$	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Verrohrung/Durchlass		Hinweis: Einfachauswahl, Anzahl der Verrohrungen/Durchlässe eintragen	
uneingeschränkt durchgängig	keine Verrohrung	Makrozoobenthos <input type="checkbox"/>	Fische <input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	Substratauflage und Einhaltung der Grenzwerte für Wassertiefe und Fließgeschw. (s. obige Tabelle)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	keine Substratauflage und/oder keine Einhaltung der Grenzwerte	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Anbindung Nebengewässer		Hinweis: jeweils die Anzahl der einmündenden Nebengewässer eintragen	
uneingeschränkt durchgängig	kein Nebengewässer	Makrozoobenthos <input type="checkbox"/>	Fische <input type="checkbox"/>
	Strukturklasse des Nebengewässers: sehr gut-bis gut, Einmündung: spitzwinklig und höhengleich	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	Strukturklasse des Nebengewässers: gut-mäßig, Einmündung: spitzwinklig oder rechtwinklig, max. Absturzhöhe s. rechts	höhengleich <input type="checkbox"/>	Absturzhöhe: $< dh 0,2$ m <input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	Strukturklasse des Nebengewässers: unbefriedigend-schlecht, Einmündung: nicht spitzwinklig oder rechtwinklig, max. Absturzhöhe überschritten	nicht höhengleich <input type="checkbox"/>	Absturzhöhe: $> dh 0,2$ m <input type="checkbox"/>

Wassertiefe		Hinweis: Einfachauswahl	
min. Wassertiefe im Talweg im flachsten Bereich des Gewässerabschnitts		Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	MZB: $> 0,1$ m Fische Rhithral: $> 0,45$ m Fische Potamal: $> 0,6$ m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	MZB: trocken gefallen Fische Rhithral: $< 0,45$ m Fische Potamal: $< 0,6$ m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Fließgeschwindigkeit		Hinweis: Einfachauswahl	
mittlere Fließgeschwindigkeit im Stromstrich		Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	Rhithral: $0,3 - 1 \text{ m/s}$ Potamal: $0,2 - 0,9 \text{ m/s}$	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	Rhithral: $< 0,3 - > 1 \text{ m/s}$ Potamal: $< 0,2 - > 0,9 \text{ m/s}$	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abb. 29: Erhebung der Einzelparameter für den Teilbereich aquatische Durchgängigkeit [aus König 2011]

Die erhobenen Daten können in einem Auswertebogen, der online unter **Fehler! Hyperlink-Referenz ungültig.** zur Verfügung steht eingegeben werden. Anschließend erfolgt eine automatische Bewertung der Module mit einer Überführung in die 5-stufige Güteklasseneinteilung nach EG-WRRL. Die mathematischen Grundlagen der Bewertung finden sich in König [König 2011].

Anhand der Bewertung des Fließgewässerabschnittes kann dieser Abschnitt im Vergleich zu anderen Fließgewässerabschnitten eingestuft werden. Damit können sowohl die positiven Aspekte, als auch die Defizite dieses Fließgewässerabschnittes identifiziert werden. Diese Defizitanalyse mit einer anschließenden Potentialanalyse zur Ermittlung der Entwicklungsziele ermöglicht die Festlegung von Handlungsoptionen um ein Verbesserung dieses Abschnittes zu erreichen. Aus den Handlungsoptionen lassen sich Maßnahmen ableiten, diese sind auf ihre hydraulische Eignung hin zu überprüfen.

Anhang 2

Hydraulische Beschreibung holziger Bewuchsbestände

Das Wissen um die entsprechende Beschreibung der durch Sukzession geprägten Strauch- Hecken- und Baumbestände in Form von geeigneten Widerstandsbeiwerten bildet die Voraussetzung für eine optimale Ausnutzung des ökologischen Potentials des betrachteten Gewässerabschnittes. Im Folgenden werden zuerst wesentliche Prozesse der Auen- und Sukzessionsdynamiken vorgestellt. Anschließend erfolgt eine Einteilung der Vegetation in hydraulisch sinnvolle Klassenbereiche. Diese Kenntnis ermöglicht eine sinnvolle Abschätzung der Rauheitsbeiwerte in Form des k_{st} -Beiwertes oder des λ -Beiwertes.

Hydraulische Einteilung der Vegetation

Für eine adäquate hydraulische Beschreibung der Vegetation hat sich die Einteilung in Klassen als sinnvoll erwiesen. Bretschneider & Schulz stellten 1985 ein Klassifizierungsverfahren vor, das den Bewuchs hinsichtlich dessen Auswirkung auf das Strömungsverhalten einteilt; wobei als Abgrenzkriterium die Höhe der Vegetation (h_{veg}) gegenüber der Wassertiefe (h) im Vegetationsbereich definiert ist (vgl. Abb. 30):

- Kleinbewuchs ($h_{veg} \ll h$): Hier findet eine vollständige Überströmung des Bewuchses statt. Die Wuchshöhe ist deutlich geringer als die Wassertiefe, der überströmten Vegetation wird eine äquivalente Rauheit zugeordnet und damit als Oberflächenrauheit berücksichtigt. Die lotrechte Geschwindigkeitsverteilung entspricht qualitativ der Geschwindigkeitsverteilung über einer Sohle mit reiner Kornrauheit und hat einen logarithmischen Verlauf über die Wassertiefe.
- Mittelbewuchs ($h_{veg} \leq h$): Hier findet eine Um- und Überströmung des Bewuchses statt. Die Wuchshöhe entspricht in etwa der Wassertiefe. Die lotrechte Geschwindigkeitsverteilung wird stark beeinflusst und entspricht nicht mehr dem logarithmischen Verlauf.
- Großbewuchs ($h_{veg} > h$): Da die Wuchshöhe größer als die Wassertiefe ist, findet eine Umströmung (z.B. bei Baumstämmen) und evtl. eine Durchströmung (z.B. bei Strauchgewächsen) statt. Die lotrechte Geschwindigkeitsverteilung entspricht hier ebenfalls nicht mehr dem logarithmischen Verlauf.

Bei Mittel- und Großbewuchs bestimmt die Vegetationsdichte und die Flexibilität zu einem großen Teil das Widerstandsverhalten der strauch- und baumartigen Vegetation.

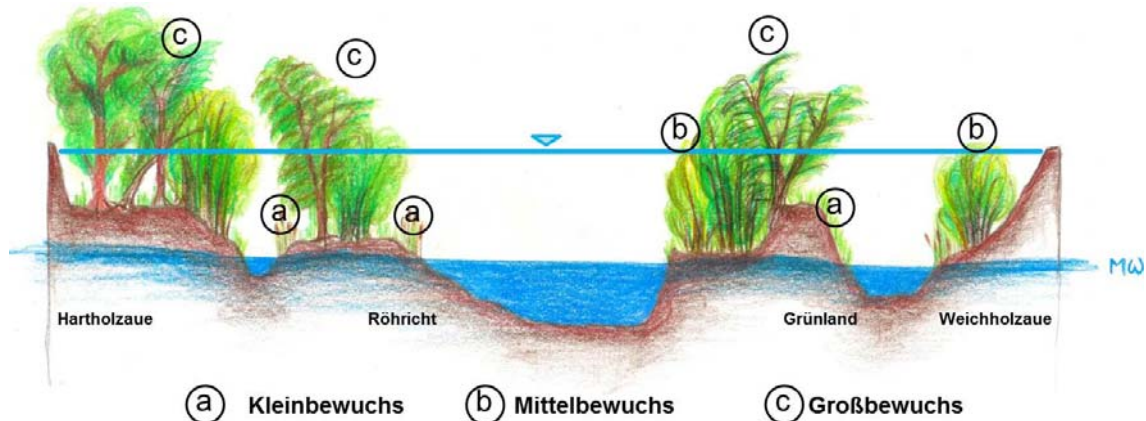


Abb. 30: Klassifizierung der Vegetation nach Bretschneider & Schulz: a: Kleinbewuchs, b: Mittelbewuchs, c: Großbewuchs, IWG.

Widerstandsbeschreibung von Sträuchern, Hecken und Bäumen der Weichholzaue als k_{st} -Beiwert

Die Verwendung von k_{st} -Werten zur Beschreibung der Fließwiderstände hat eine lange Tradition; dementsprechend umfangreich sind auch die zur Verfügung stehenden Tabellenwerke. Dabei ist zu beachten, dass der dimensionsbehaftete Beiwert (k_{st} [$m^{1/3}/s$]) messtechnisch nicht erfasst werden kann und von der Wassertiefe abhängt (vgl. CHOW 1959, LEHMANN 2005). Die k_{st} -Angaben in Tabellenwerken liefern damit lediglich eine Eingrenzung der Wertebereiche.

Eine umfassende Zusammenstellung von k_{st} -Werten für unterschiedlichste Pflanzentypen, rückgerechnet aus Naturdaten, veröffentlichte Habersack [Habersack 2009]. In Tabelle 3 sind k_{st} -Werte für die Beschreibung von Gebüsch und Baumvegetation aufgetragen. Neben der Dichte des Pflanzentyps werden auch die jahreszeitlichen Unterschiede berücksichtigt. Die Wassertiefenabhängigkeit bleibt den Werten von Habersack jedoch weiterhin enthalten.

Tabelle 3: Auszug der k_{st} -Wertetabelle für Vorländer nach [Habersack 2009]

Vorländer	Min.	Norm	Max.
a. Wiese			
kurzes Gras	25	30	35
hohes Gras	12	20	30
b. landwirtschaftlich genutzte Flächen			
Kleine Feldfrucht	20	33	50
Reifes Getreide (Reihensaat)	15	20	40
Reifes Getreide (flächig)	12	18	33
Mais	4 (1) ⁴	6 (3-5)	8
c. Gebüsch			
Vereinzelt, starke Krautschicht	14	20	29
Gebüsch geringer Dichte (im Winter)	10	15	25
Gebüsch geringer Dichte (im Sommer)	8	12	20
Gebüsch mittlere bis hohe Dichte (im Winter)	6	10	13
Gebüsch mittlere bis hohe Dichte (im Sommer)	4	8	14
d. Bäume			
Kahlschlag	20	25	33
Kahlschlag mit starkem Wurzelaustrieb	13	17	20
dichter Wald, wenig umgestürzte Bäume	8	10	13
dichter Wald, Abfluss bis in Asthöhe	5	8	10
dichte Weiden (im Sommer)	5	7	9

⁴ In den Klammern stehen die von Hartlieb [Hartlieb 2006] ermittelten Wert. Hartlieb ermittelte im Labor k_{st} -Werte von bis zu eins für einen sehr dichten, durchströmten Maisbestand.

Tabelle 4: Zusammenstellung von k_{st} -Werte für Strauch- und Weichholzaunenbestände [aus: Schneider 2010]

	Hecken, Sträucher, dichtes Unterholz, (z.B. als Austrieb von Faschinenwalzen) k_{st} [$m^{1/3}/s$]	Weichholzaunen (Sommer, belaubt) k_{st} [$m^{1/3}/s$]	Weichholzaunen (Winter, unbelaubt) k_{st} [$m^{1/3}/s$]	
dicht	4-7	7-10	13-15	durchströmt
	8 +	11 +	16 +	überströmt
Übergang	8-10	11-13	16-19	durchströmt
	11+	14 +	20 +	überströmt
licht	10-13	14-16	20-25	durchströmt
	14 +	16 +	26 +	überströmt

In Tabelle 4 sind k_{st} -Werte für dichte Strauch-, Hecken- und Weichholzaunenbestände nach Schneider (2010) zusammengefasst. Die Tabelle bildet Extremwerte für unterschiedliche Auenstandorte ab. Natürliche Auenstandorte können auf kleinster Flächenausdehnung dichte Heckenbereiche neben lichterem Weidenbeständen mit lokalen Krautfluren aufweisen. Damit stellen Auen in der Natur eine Mischform der untersuchten Vegetationstypen und –dichten dar; Tabelle 4 liefert hierzu die jeweiligen Spannbreiten der k_{st} -Werte. In der Horizontalen sind die Pflanzenarten aufgetragen. Für die Weiden, erfolgt eine weitere Unterteilung entsprechend der jahreszeitlichen Unterschiede, da der Belaubung ein wesentlicher Einfluss auf den resultierenden k_{st} -Wert zuzuschreiben ist. In der Vertikalen erfolgt die Einteilung nach der Dichte des Bestandes unterteilt in dicht, Übergang und licht. Die Tabelle ist so sortiert, dass die Pflanzenart mit dem kleinsten k_{st} -Wert links oben und rechts unten die Pflanzenart mit dem größten k_{st} -Wert ist. Dazwischen sind die Übergangsformen dargestellt. Die Form der Darstellung ermöglicht das leichte Abgreifen von k_{st} -Werten für Bestände, die eine Mischform aus Weiden und Hecken bilden, da die Sortierung einen graduellen Übergang der Werte in der Vertikalen und Horizontalen sowie der Diagonalen berücksichtigt.

Die von Schneider ermittelten k_{st} -Werte decken sich mit den von Habersack rückgerechneten Werten aus der Natur (vgl. Tabelle 3 und Tabelle 4). Damit ist gewährleistet, dass die Untersuchungen im Labor auf die Natur übertragen werden können. Lediglich die Begrifflichkeiten in den Tabellen sind z. T. unterschiedlich gewählt. Das von Habersack aufgeführte dichte Gebüsch deckt sich mit den im Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium am KIT ermittelten k_{st} -Werten für dichte Hecken. Die Bezeichnung Hecken in Tabelle 4 schließt sowohl sehr dichtes Aufkommen von Jungweiden, z.B. infolge des Einbaus von lebenden Faschinenwalzen zur Ufersicherung als auch die von Habersack als Gebüsch bezeichneten Standorte mit ein. Des Weiteren ist zu beachten, dass beide Tabellen den Effekt einer lokalen Verklauung nicht berücksichtigen. Hierzu sei auf die Untersuchung von Hartlieb (2006) verwiesen, der für sehr dichten, durchströmten Mais einen k_{st} -Wert von bis zu eins ermittelte. Vereinfacht betrachtet ist die lokale Wirkung einer Verklauung auf die Strömung mit der eines dichten Maisbestandes vergleichbar.

Fazit:

Dem k_{st} -Wert haftet ein wassertiefenabhängiger Charakter an. Die Auswertung der Daten durchströmter Strauch- und Heckenbestände einer Weichholzaune zeigen einen nahezu gleichbleibenden k_{st} -Wert in Abhän-

gigkeit zur Pflanzenart und Besatzdichte (vgl. [Schneider 2010]). Sobald der Pflanzenbestand überströmt wird, tritt der wassertiefenabhängige Verlauf zutage.

Für die Praxis hat dieser k_{st} -Verlauf der Weiden und Hecken folgende Bedeutung. Sind die Pflanzen im HN-Modell als Mittel- und Großbewuchs zu simulieren, kann der k_{st} -Wert als konstant angesehen werden. Sobald eine Überströmung erfolgt, muss der k_{st} -Wert der Wassertiefe angepasst werden. Hydraulisch gesehen verhält sich der Bewuchs, sobald er überströmt wird, als Kleinbewuchs und die Rauheitswirkung sinkt mit steigender Überströmung.

In Tabelle 4 sind die k_{st} -Werte für unterschiedliche Auenstandorte in Form einer Entscheidungsmatrix zusammengestellt. Die Sortierung der Daten zum einen nach der Pflanzenart in der Horizontalen und zum anderen nach der Besatzdichte in der Vertikalen ermöglicht ein einfaches Herauslesen entsprechender k_{st} -Werte. Diese Sortierung der Daten hilft vor allem beim Einschätzen der k_{st} -Werte von Mischbeständen, denn aus der Matrixtabelle lassen sich leicht die jeweiligen Extremwerte für den durch- bzw. überströmten Fall entnehmen. Der sehr dichte, steife Heckenbestand ist in der Tabelle links oben, der lichte, biegsame Bestand von unbelaubten Weiden ist rechts unten aufgeführt.

Widerstandsbeschreibung von Sträuchern, Hecken und Bäumen der Weichholzaue als λ -Beiwert

Berechnung des λ -Widerstandsbeiwertes

Der Widerstandsbeiwert λ der Darcy-Weisbach Gleichung ist dimensionsrein und kann nach EINSTEIN (1934) durch Summation der Einzelwiderstände ermittelt werden: Der Gesamtwiderstand (λ_{ges}) einer durchströmten Vegetation setzt sich, aus den Teilwiderständen Oberflächenwiderstand (λ_0), Widerstand infolge Vegetation (λ_{veg}) und dem Interaktionswiderstand (λ_I) zusammen.

$$\lambda_{ges} = \lambda_0 + \lambda_{veg} + \lambda_I \quad \text{Gl. 1}$$

wobei:

λ_{ges}	Gesamtwiderstand [-]
λ_0	Oberflächenwiderstand [-]
λ_{veg}	Widerstandsbeiwert der durchströmten Vegetation [-]
λ_I	Widerstandsbeiwert infolge Interaktion [-]

Nach Petryk & Bosmajian [Petryk & Bosmajian 1975] kann die am Vegetationselement angreifende Kraft auf eine spezifische Grundfläche umgelegt und als Scheinschubspannung berücksichtigt werden. Notwendige Parameter zur Beschreibung der elementspezifischen Grundfläche sind die Anordnungsparameter in und quer zur Fließrichtung (a_x , a_y) sowie die Erfassung der angeströmten Vegetationsfläche (A_{veg}). Der Widerstand infolge Vegetation wird nach Pasche (1984) über den Vegetationsdurchmesser (d_{veg}) bzw. nach BWK (2000) (d_p) multipliziert mit der Wassertiefe (h) bzw. der angeströmten Pflanzenhöhe (h_{veg}) berechnet mit:

$$\lambda_{veg} = \frac{4 \cdot A_{veg}}{a_x \cdot a_y} \cdot c_{WR} = \frac{4 \cdot h_{veg} \cdot d_{veg}}{a_x \cdot a_y} \cdot c_{WR} \quad \text{Gl. 2}$$

wobei:

- A_{veg} angeströmte Vegetationsfläche [m²]
 a_y Abstand der Vegetationselemente senkrecht zur Fließrichtung [m]
 a_x Abstand der Vegetationselemente in Fließrichtung [m]
 c_{WR} Formwiderstandsbeiwert der angeströmten Vegetationsfläche [-]
 d_{veg} Ast-/Stammdurchmesser [m]
 h_{veg} angeströmte Pflanzenhöhe [m]
 λ_{veg} Formwiderstandsbeiwert der durchströmten Vegetation [-]

Diese Parameter werden nach Empfehlung der DVWK (1991) und des BWK (2000) direkt im Gelände bestimmt. Sofern eine Vor-Ort-Erhebung nicht möglich ist, empfiehlt der BWK die Vegetationsparameter aus den in Tabelle 5 aufgeführten Erfahrungswerten von Rouvé [Rouvé 1987] und Könemann [Könemann 1981] zu entnehmen.

Tabelle 5: Vegetationsparameter für unterschiedliche, flussbegleitende Vegetationsarten [aus: BWK 2000]

Bewuchsort	Entwicklungsstand	d_p [m]	a_x [m]	a_y [m]
Röhricht	–	0,007	0,02	0,02
Sträucher	einjährig	0,03	0,3	0,3
	mehrfährig	0,045	0,2	0,2
Schilf	dicht	0,01	0,05	0,05
Büsche, gleichmäßiger Besatz	klein	0,3	1,5	1,5
	mittlere Größe	0,4	3,0	3,0
	groß	0,8	3,0	3,0
	aufgelockert	0,1	4,0	4,0
	in kleineren Gruppen	0,5	6,0	6,0
	in großen Gruppen mit Kronenschluß	1,0	7,0	7,0
Bäume	lockerer Besatz	0,5	10,0	10,0
	dichter junger Besatz	0,2	5,0	5,0
	mehrfähriger Besatz	0,4	5,0	5,0
	dichter mehrfähriger Besatz	0,8	5,0	5,0

Das Verfahren nach Pasche [Pasche 1984] berücksichtigt bei der Berechnung des λ_{veg} -Beiwertes zum Einen nicht den Anteil der Belaubung ($A_{veg} = d_{veg} * h_{veg}$) in Abhängigkeit von der Jahreszeit, zum Anderen wird die sich natürlicher Weise einstellende Reduzierung der angeströmte Vegetationsfläche A_{veg} mit steigender Anströmgeschwindigkeit v_m ebenfalls nicht berücksichtigt.

Das Phänomen der Flächenkontraktion hat Oplatka [Oplatka 1998] für überströmte, singuläre Weiden bestimmt. Dabei führte er seine Versuche bei unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten durch (vgl. Abb. 31). Er fand heraus, dass eine mittlere Anströmgeschwindigkeit von 1 m/s eine Kontraktion der hydraulisch wirksamen angeströmten Vegetationsfläche um 65 – 85 % bewirkt, damit nimmt der von ihm eingeführt Parameter des Flächenkontraktionsfaktors somit einen Wert zwischen 0,15 – 0,35 an. Hierbei ist zu beachten, dass Oplatka das Flächenkontraktionsverhältnis für Einzelpflanzen bestimmt und damit der Einfluss überlagerter Nachlaufströmungen infolge von Gruppenanordnungen unberücksichtigt bleibt.

Schneider [Schneider 2010] erweiterte den Untersuchungsansatz nach Oplatka und führte Laboruntersuchungen mit unterschiedlich dichten Weiden- und Heckenbeständen durch. Ziel war die Integration der veränderlichen angeströmten Vegetationsfläche in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit sowie die Berücksichtigung des veränderlichen Grads der Belaubung in Abhängigkeit der Jahreszeit in ein mathematisches Berechnungsverfahren.

Da die tatsächlich hydraulisch wirksame Vegetationsfläche (A_{veg}) für belaubte Vegetation in Gl. 2 nicht zutreffend wiedergegeben ist empfiehlt Schneider [Schneider 2010] die angeströmte Astfläche durch die tatsächlich angeströmte Vegetationsfläche (=hydraulisch wirksame Vegetationsfläche) zu ersetzen. Dabei wird die Beschreibung der tatsächlich angeströmten Vegetationsfläche durch die Einführung eines sogenannten Permeabilitätsfaktors umgesetzt. Der Permeabilitätsfaktor beschreibt, in Anlehnung an die Arbeit von Stephan (2002), den Anteil der angeströmten Vegetationsfläche zur gesamt durchströmten Querschnittsfläche. Damit gibt der Permeabilitätsfaktor den prozentualen Vegetationsanteil der angeströmten Querschnittsfläche wieder mit:

$$\begin{aligned}
 A_{veg} &= n_y \cdot A_{Qfl} \\
 \Leftrightarrow n_y &= \frac{A_{veg}}{A_{Qfl}} = \frac{h_{veg} \cdot d_{veg}}{h \cdot B} && \text{Gl. 3} \\
 \Leftrightarrow A_{veg} &= n_y \cdot h \cdot B
 \end{aligned}$$

wobei:

A_{Qfl} *angeströmte Querschnittsfläche [m²]*
 A_{veg} *angeströmte Vegetationsfläche [m²]*
 B *angeströmte Breite der Querschnittsfläche*
 d_{veg} *Ast-/Stammdurchmesser [m]*
 h *Wassertiefe [m]*
 h_{veg} *angeströmte Pflanzenhöhe [m]*
 n_y *Permeabilitätsfaktor [-]*

Nach umformen und einsetzen von Gl. 3 in Gl. 2 folgt:

$$\lambda_{veg} = \frac{4 \cdot A_{veg}}{a_x \cdot a_y} \cdot c_{WR} = \frac{4 \cdot h \cdot n_y \cdot B}{a_x \cdot a_y} \cdot c_{WR} && \text{Gl. 4}$$

Statt der angeströmten Astfläche führte Schröder (1998) in seiner Arbeit zusätzlich den Parameter „spezifische Vegetationsanströmfläche“ ein. Dieser beschreibt die Besatzdichte je m². Dabei wird der mittlere Astdurchmesser mit der Anzahl der Stämme je m² multipliziert und durch die zugrunde gelegte Fläche ($a_x \cdot a_y$) dividiert. Diese Herangehensweise hat sich in der Praxis jedoch nicht durchgesetzt, da die Gleichung weiterhin mit dem mittleren Astdurchmesser arbeitet und dabei die Belaubung unberücksichtigt bleibt.

In der Arbeit von Schneider (2010) wird die Idee von Schröder aufgegriffen und entsprechend der gesamten angeströmten Vegetationsfläche umformuliert. Hierzu wird der Besatzdichteparameter (ω_p) eingeführt. Dieser beschreibt die Dichte des Bestandes im Verhältnis zur zugrunde gelegten Fläche. Der Besatzdichteparameter ist definiert zu:

$$\omega_P = \frac{n_y \cdot B}{a_x \cdot a_y} \quad \text{Gl. 5}$$

wobei:

ω_P *Besatzdichteparameter [1/m]*

Berücksichtigt man noch zusätzlich die bereits von Oplatka beobachtete stromlinienförmige Ausrichtung der Pflanze in longitudinaler Richtung erweitert sich Gl. 4 um den Korrekturfaktor c_n . Damit lautet der erweiterte Besitzdichteparameter zu:

$$\omega_P = \frac{n_y \cdot B}{a_x \cdot a_y} \cdot c_n \quad \text{Gl. 6}$$

wobei:

c_n *Korrekturfaktor für die Permeabilität in longitudinaler Richtung [-]*

Nach einsetzen der Gl. 5 in Gl. 3 ergibt sich:

$$\lambda_{veg} = 4 \cdot H \cdot \omega_P \cdot c_{WR} \quad \text{Gl. 7}$$

Anstelle der Breite des Vegetationsbestandes kann auch die Breite der zugrunde gelegten Grundfläche, d.h. der Abstand der Pflanzenelemente senkrecht zur Fließrichtung eingesetzt werden ($B = a_y$) womit sich der Besitzdichteparameter ω_P reduziert zu:

$$\omega_P = \frac{n_y \cdot a_y}{a_x \cdot a_y} \cdot c_n = \frac{n_y}{a_x} \cdot c_n \quad \text{Gl. 8}$$

Damit ist der Besitzdichteparameter direkt proportional zum Permeabilitätsfaktor (n_y). Dies entspricht einer zweidimensionalen Betrachtung der angeströmten Vegetationsfläche. Die Dimension in die Tiefe wird durch den Abstandsparameter (a_x) sowie durch den Korrekturfaktor für die Permeabilität in longitudinaler Richtung (c_n) berücksichtigt.

Die angeströmte Vegetationsfläche reduziert sich in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit. Diese Flächenkontraktion ist auch bei der Berechnung des vegetativen Widerstandsbeiwertes zu berücksichtigen. Aus diesem Grund wird zusätzlich noch der Korrekturfaktor (cf_v) eingeführt. Dieser beschreibt die Reduktion des Besitzdichteparameters (ω_P) in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit. Unter Berücksichtigung des Korrekturfaktors cf_v ist der vegetative Widerstandsbeiwert λ_{veg} definiert zu:

$$\lambda_{veg} = 4 \cdot H \cdot \omega_P \cdot cf_v \cdot c_{WR} \quad \text{Gl. 9}$$

wobei:

cf_v *Korrekturfaktor des Besitzdichteparameters [-]*

Der Verlauf des Korrekturfaktors cf_v für Weiden und Hecken kann damit direkt aus Abb. 31 abgelesen werden. Zusammenfassend sei hier erwähnt, dass die Flächenkontraktion stärker ausfällt, d.h. einen kleineren Wert annimmt, je lichter und biegsamer die Pflanzen sind. Dichte Hecken weisen bei den in Schneider dargestellten Untersuchungen den geringsten Korrekturfaktor des Besatzdichteparameters auf. Der cf_v -Wert liegt für dichte, durchströmte Hecken im Mittel bei 0,8 unter Berücksichtigung einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,4 m/s.

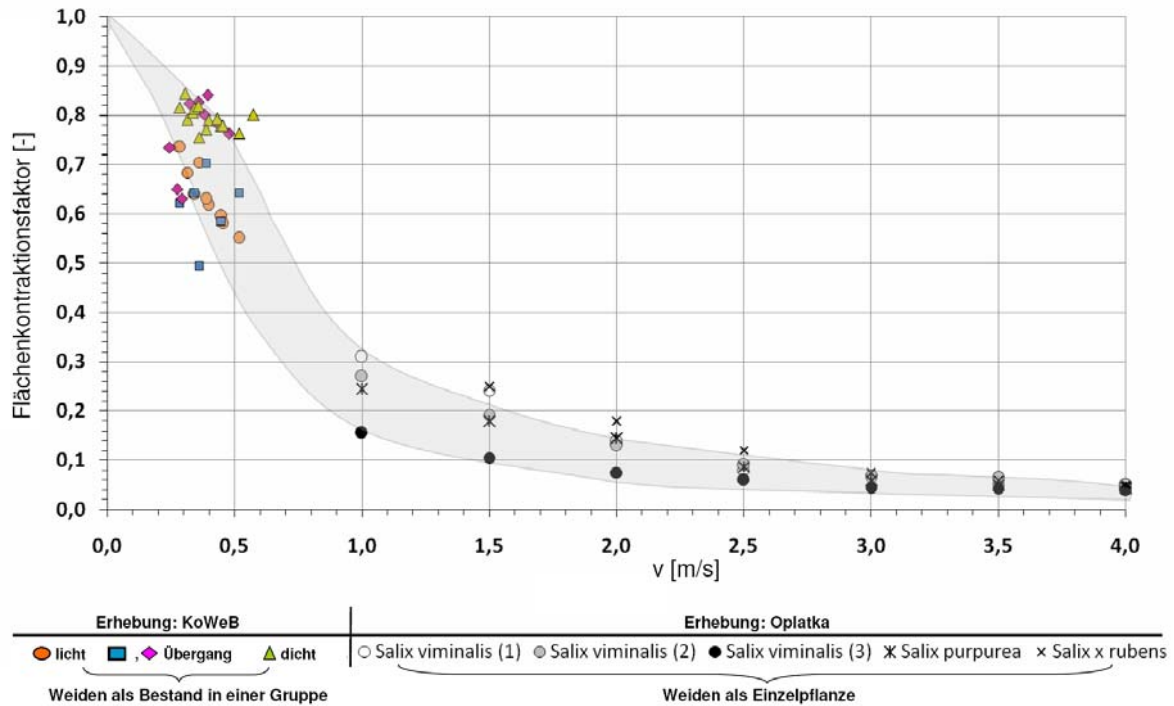


Abb. 31: Verlauf der Flächenkontraktion basierend aus den durchgeführten Laboruntersuchungen, sowie Daten von Opatka [aus: KoWeB 2011]

In Abb. 32 sind ermittelten λ -Werte dargestellt, die im Rahmen des KoWeB-Forschungsvorhabens von Schneider berechnet wurden (vgl. [KoWeB 2011]). Dabei sind die mit einem Stern markierten Werte Messungen aus der Veröffentlichung von Järvela [Järvela 2004]. Die belaubten Weiden-Untersuchungen von Järvela wurden in Kombination mit Seggen durchgeführt.

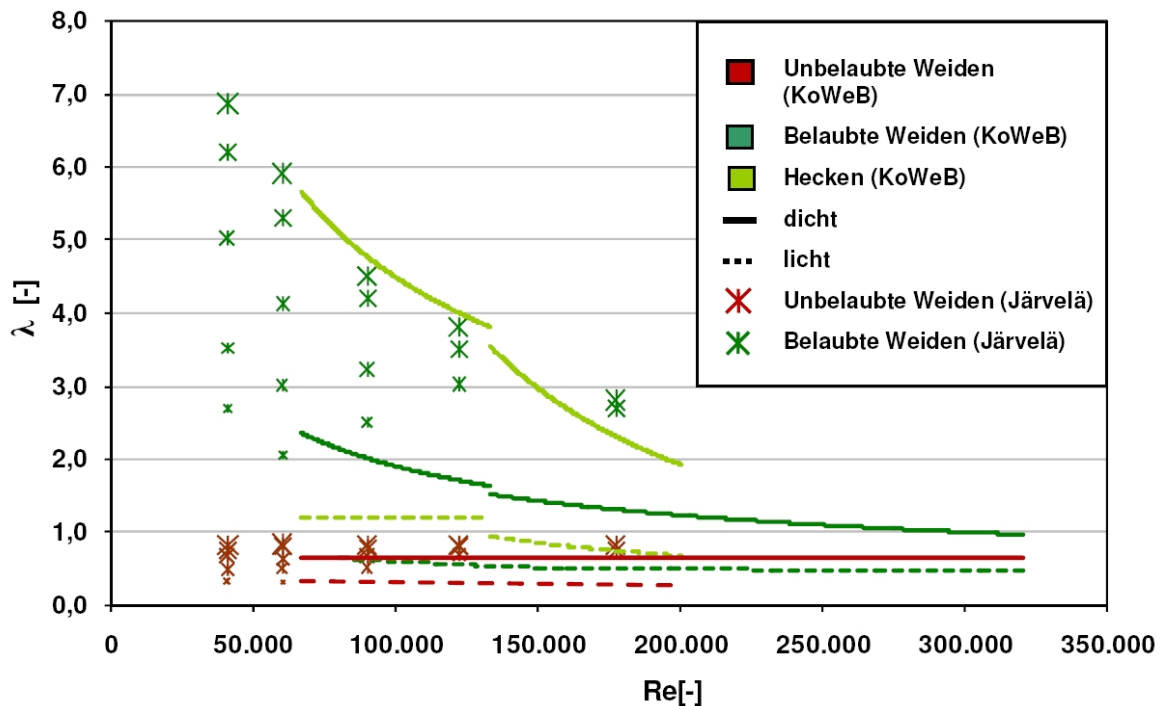


Abb. 32: ermittelte λ_{veg} für unbelaubte Weiden, belaubte Weiden und Hecke für dichte und lichte Bestände im Vergleich zu den Daten von [Järvelä 2004] und [KoWeB 2011]

Aus Gründen der leichteren Übertragung und Vergleichbarkeit sind die λ -Beiwerte in Abhängigkeit der Reynoldszahl dargestellt. Für die Berechnung der Reynoldszahl wird als charakteristische Länge die Wassertiefe verwendet.

Die λ_{veg} -Werte aus der belaubten Weiden-Seggen-Kombination decken sich mit den Untersuchungen der Hecken. Ein dichter Untergrundbewuchs erhöht die Permeabilität n_y bei einer gleichzeitigen Reduzierung des Vegetationsabstandsparameters a_x .

Die Grafik lässt vermuten, dass die Gesamtsteifigkeit des Vegetationsbestandes und damit auch der Korrekturfaktor cf_v bei Beständen mit Untergrundbewuchs im Vergleich zu Vegetationsbeständen ohne Untergrundbewuchs höher ausfallen wird. Ursache ist die vermutlich geringere stromlinienförmige Ausrichtung der Weidenblätter infolge der hohen Blatt-/Halmdichte der Seggen und der damit verbundenen höheren Steifigkeit des Kombinations-Systems Weiden-Seggen.

Grundsätzlich ist für die Ergebnisse festzuhalten:

- Je lichter der Bestand, desto kleiner ist der Besatzdichteparameter ω_p , desto geringer ist der λ -Beiwerte.
- Auffällig sind der nahezu konstante Verlauf der λ -Beiwerte und die damit verbundene **Unabhängigkeit** von der **Reynoldszahl** für **unbelaubte Weiden**.
- Im Gegensatz zu den unbelaubten Weiden ist der jeweilige Verlauf der λ -Beiwerte für die eher biegsameren **belaubte Weiden** und die der eher steiferen **Hecken** von der **Reynoldszahl abhängig**.

Auffällig ist zudem der steilere Verlauf der Kurve für dichtere Bestände im Vergleich zu lichterem Beständen für Reynoldszahlen kleiner 140.000. Des Weiteren zeigen die jeweiligen Trendlinien eine Zweiteilung der Kurve, unterteilt in die Bereiche durch- (Reynoldszahl kleiner 130.000) und überströmt (Reynoldszahl größer 130.000). Sobald die Pflanzen überströmt werden, erfährt die Trendlinie einen Versatz zu einem niedri-

geren λ -Beiwert. Die Größe des Versatzes sinkt mit der Abnahme der Besatzdichte und verschwindet in bei den lichten belaubten Weiden sowie den unbelaubten Weiden völlig.

Die Abhängigkeit der λ -Beiwerte in Bezug auf die Reynoldszahl kann auf mehrere Gründe zurückgeführt werden. Die hydraulisch wirksame Vegetationsfläche, d.h. der Permeabilitätsfaktor, ist für belaubte Weiden direkt von der Fließgeschwindigkeit abhängig, da die stromlinienförmige Ausrichtung der Pflanze mit steigender Fließgeschwindigkeit steigt. Dies wiederum geht mit einer Reduktion der hydraulisch wirksamen Vegetationsfläche der belaubten Weiden einher. Eine geringere hydraulisch wirksamen Vegetationsfläche bzw. ein kleinerer Permeabilitätsfaktor bietet der Strömung einen geringeren Widerstand, was sich an dem geringeren vegetativen Widerstandsbeiwert ablesen lässt.

Abschätzung der hydraulischen Parameter für die Gewässerentwicklungsplanung

Im Folgenden wird ein Vergleich der Vegetationsparameter $a_x (= a_y)$ und d_{veg} nach den in BWK (2000) (vgl. Tabelle 5 auf Seite 61) dargestellten Werten mit den von Schneider [Schneider 2010] erhobenen Vegetationskartierungsdaten an der Elbe durchgeführt

Die Datenbasis der beiden Grafiken für die vegetationsbeschreibenden Werte für die Weichholzaunen bildet eine Kartierung an über 400 Referenzflächen entlang der Mittel- und Unterelbe. Der Habitus, d.h. die äußere Erscheinungsform der Silber-, Fahl- und Bruchweide ähnelt einer baumartigen Wuchsstruktur.

Strukturtyp: Strauch

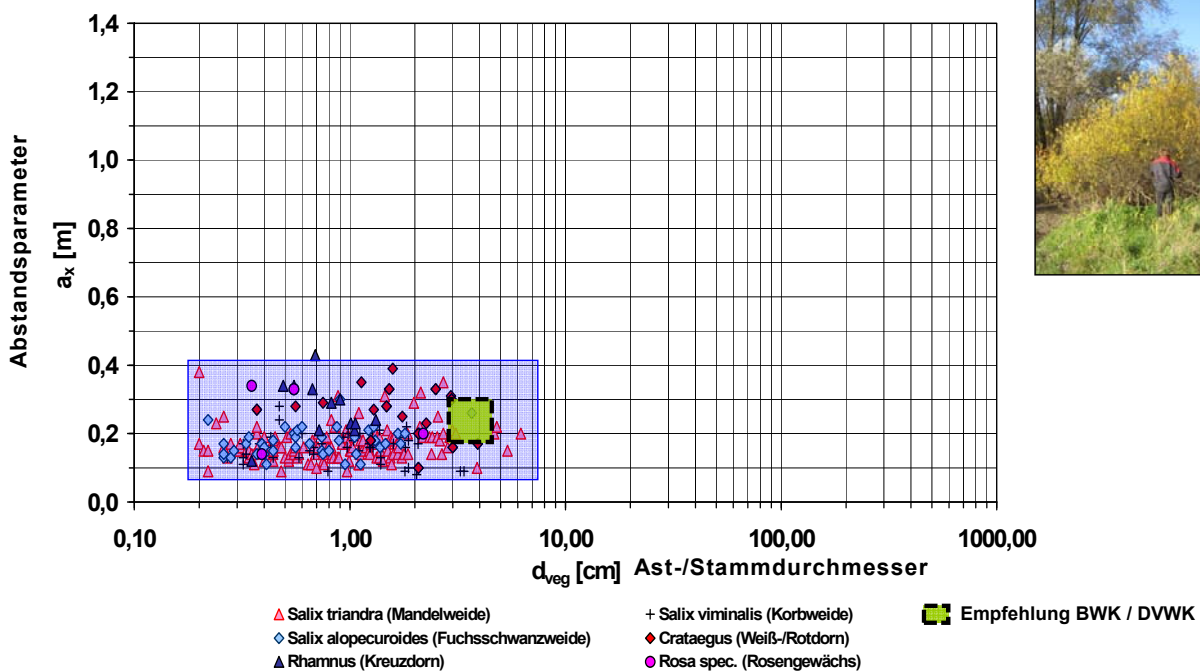


Abb. 33: Strukturtyp Strauch: Vergleich der erhobenen Vegetationsparameter an der Elbe [Schneider 2010] mit den Empfehlungen nach [BWK 2000]

Strukturtyp: Baum

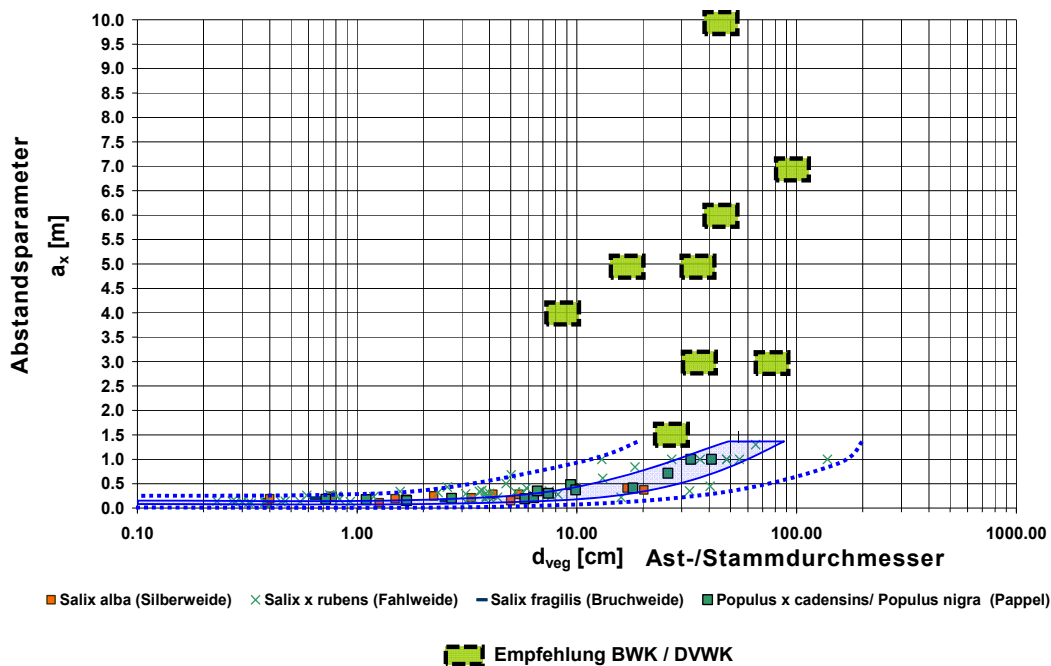


Abb. 34: Strukturtyp Baum: Vergleich der erhobenen Vegetationsparameter an der Elbe [Schneider 2010] mit den Empfehlungen nach [BWK 2000], KIT

Die strauchartigen Weidenarten sowie die Heckengewächse weisen im Vergleich zu den Werten nach BWK einen ähnlichen Verlauf bezüglich der Vegetationsparameter auf. Auffällig ist hier die geringe Spannweite des Abstandspareters a_x . Abb. 33 zeigt den über die Jahre steigenden mittleren Vegetationsdurchmesser d_{veg} , bei fast gleich bleibenden Abstandsparetern. Für die Berechnung des Widerstandsbeiwertes bedeutet dies, dass der Abstandspareter für Strauchweiden im Mittel zwischen 0,1 m bis 0,45 m liegt. Die Wahl des mittleren Durchmessers hängt vom Alter des Bestandes ab.

In Abb. 34 ist die Entwicklung der Vegetationsparameter für die Baumweiden und für die Pappel dargestellt. Die farbig hinterlegte Fläche veranschaulicht die Tendenz der Vegetationsparameter für die Pappel. Die blau gepunkteten Linien geben die Hüllkurven für die Vegetationsparameter der baumartigen Salix-Arten an. Ein Vergleich der in Abb. 34 aufgeführten Vegetationsparameter mit einem Auszug aus den Werten nach z.B. BWK (2000, vgl. Tabelle 6) zeigt die Diskrepanz der an der Elbe erhobenen Werte und den Angaben in der Literatur auf. In der Tabelle sind z. T. weit größere Abstandspareter a_x angegeben als an der Elbe für Weichholzaubenbestände erhoben wurden. Die Vegetationsparameter in der Natur variieren je nach Alter auch innerhalb eines Bestandes. Die Verwendung der Werte nach DVWK (1991) oder BWK (2000) ist für Baumweiden ohne eine Vor-Ort-Kartierung nicht zu empfehlen, da es sonst zu einer Fehleinschätzung der Abstandspareter kommen kann. Die Auswirkungen einer nicht berücksichtigten Belaubung auf den Widerstandsbeiwert zeigt Abb. 32. In der Abbildung sind die Widerstandsbeiwerte für unbelaubte Weiden sowie belaubte Weiden bei gleicher Besatzdichte aufgetragen.

Tabelle 6: Vegetationsparameter nach dem BWK [BWK 2000]

Bewuchsart	Entwicklungsstand	d_{veg} [m]	a_x [m]
Bäume	lockerer Besatz	0,5	10,0
	dichter junger Besatz	0,2	5,0
	mehrfähriger Besatz	0,4	5,0
	dichter mehrjähriger Besatz	0,8	5,0

Fazit:

Das von DVWK (1999) vorgeschlagene und in der Praxis weit verbreitete Verfahren zur Bestimmung des vegetativen Widerstandsbeiwertes λ_{veg} basiert auf den Eingangsgrößen des mittleren Astdurchmessers d_{veg} und den Abstandsparemern a_x und a_y . Dieses Verfahren eignet sich relativ gut für unbelaubte Weiden, denn hierfür ist die geforderte Reynoldsunabhängigkeit gegeben. Je nach Jahreszeit spielt die Belaubung eine wichtige Rolle bei der Bestimmung des λ_{veg} -Beiwertes. In dem Berechnungsverfahren nach DVWK (1991) und BWK (2000) ist die Belaubung jedoch nicht berücksichtigt, was in der Folge zu erheblichen Fehleinschätzungen bezüglich des Widerstandsverhaltens von Weiden führen kann. Diese potentielle Fehleinschätzung lässt sich an dem Vergleich der λ_{veg} -Beiwert in Abb. 32 für unbelaubte und belaubte Weiden zeigen. Beide Untersuchungsreihen haben die gleichen mittleren Astdurchmesser und Abstandsparemern und dennoch fallen die λ_{veg} -Beiwerte aufgrund der Belaubung sehr unterschiedlich aus. Daher ist eine Bestimmung der tatsächlich angeströmten Vegetationsfläche (A_{veg}) anhand von Vor-Ort-Kartierung erforderlich. Sollte dies aus Zeit- und Kostengründen nicht möglich sein, kann die angeströmte Vegetationsfläche aus dem Permeabilitätsfaktors des Vegetationsbestandes n_y , dem Flächenkontraktionsfaktors c_f , und dem Abstandsparemern a_y (vgl. Kapitel 2.31.) ermittelt werden.

Erhebung der hydraulischen Parameter

Die Ermittlung der für die Berechnung nötigen Vegetationsparameter, zur Berechnung des dimensionslosen vegetativen Widerstandbeiwertes (λ_{veg}) gestaltet sich in der Praxis derart, dass innerhalb von definierten Referenzflächen die angeströmte Vegetationsfläche zu bestimmen ist. Hierfür empfiehlt PASCHE (1984), wie bereits in Kapitel 2.3.1 erwähnt, die Auszählungen der Ast-/Stammanzahl sowie die Bestimmung des mittleren Ast-/Stammdurchmesser je betrachteter Referenzfläche durchzuführen (vgl. Abb. 35). Mittels statistischer Mittelung erfolgt eine Hochrechnung auf den gesamten vorhandenen Vegetationsbestand. Ferner ist nach Schneider der Permeabilitätsfaktor n_y durch eine Vor-Ort-Kartierung zu bestimmen.

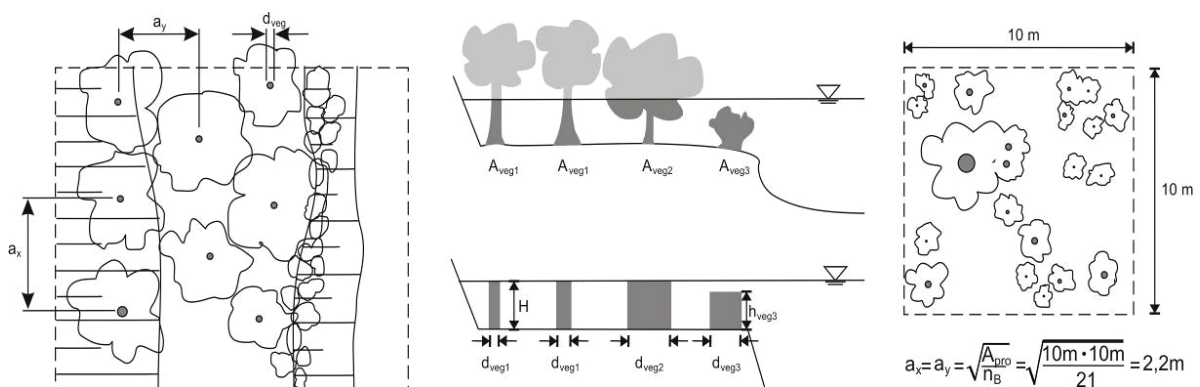
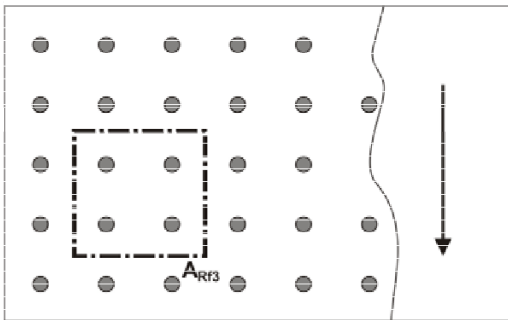


Abb. 35: Ermittlung der Vegetations- und Abstandsparemern nach dem Lindner / Pasche-Verfahren, (verändert nach [BWK 2000])



$$d_{veg} = \frac{\sum d_{veg}}{n_B} \rightarrow a_x \cdot a_y = \frac{A_{ref}}{n_B} \rightarrow a_x = a_y = \sqrt{\frac{A_{ref}}{n_B}}$$



$A_{veg} = d_{veg} \cdot H$: Laborsituation: Pflanzen werden als symmetrisch angeordnete „starre“ Stäbe simuliert
 A_{Rf} = Referenzfläche

$A_{veg} = d_{veg} \cdot H$: (= Blätter werden nicht mit berücksichtigt)
 A_{veg} : aus Rasterbildauswertung, Flächenkontraktion in Abhängigkeit der Geschwindigkeit für flexible, belaubte Auenvegetation

Abb. 36: links: „ideale“ Vegetationsanordnung; rechts: typische Weichholzaunenordnung in der Natur [aus: Schneider 2010]

Bei der Anwendung des Verfahrens ist große Sorgfalt auf die Auswahl der geeigneten Referenzflächen zu legen. Die Referenzfläche beschreibt das typische Besatzmuster des zu betrachtenden Vegetationsbestandes. Die Beschreibung, ob es sich um einen dichten oder lichten Bestand handelt, ergibt sich aus den in der Natur erhobenen vegetationspezifischen Daten und Rasteraufnahmen. Die Erhebung der Abstandsparameter erfolgt, ausgehend von den Empfehlungen in Schneider [Schneider et al. 2006], in einer Höhe von 0,75 m über der Sohle.

Das iterative Berechnungsverfahren zur Bestimmung der Vegetationsparameter nach Pasche (1984) ist ursprünglich aus Laboruntersuchungen unter Verwendung von starren Stäben mit definierten Vegetationsparametern abgeleitet worden. In Abb. 36 werden die Schwierigkeiten bei der Erhebung der Vegetationsparameter in der Natur veranschaulicht.

Auf der linken Seite von Abb. 36 ist eine „ideale“ Vegetationsanordnung gemäß den Laborbedingungen dargestellt. Dieser Bestandsaufbau ist in der Natur auf symmetrisch angepflanzte holzige Bestände beschränkt und aufgrund fehlender Strukturdiversität aus ökologischer Sicht nicht erstrebenswert. Für diese „Idealvegetation“ lassen sich die für die hydraulischen Berechnungen benötigten mittleren Vegetationsparameter schnell und präzise erheben. Anders verhält es sich mit den in der Natur typischerweise vorkommenden Beständen (rechte Seite Abb. 36). Die Wahl der geeigneten Referenzfläche erweist sich in diesem Fall deutlich schwieriger. Je nach Wahl der Referenzfläche ergeben sich hierbei unterschiedliche mittlere Vegetationsparameter. Die in Abb. 36 eingezeichnete Referenzfläche 1 (Rf1) gibt die mittleren Vegetationsparame-

ter dieses Bestandes am Besten wieder. Referenzfläche 2 (Rf2) würde zu dichte Abstandsparameter liefern. Die Folge wäre eine Überschätzung des vegetativen Strömungswiderstands. Referenzfläche 3 (Rf3) ermittelt zu lichte Werte, d.h. der Einfluss des vegetativen Strömungswiderstands würde in diesem Fall unterschätzt werden.

Für die exakte Bestimmung der mittleren Vegetationsparameter müsste der gesamte Bestand kartiert werden. Dies ist aufgrund des sehr zeitaufwendigen Verfahrens in der Realität nicht durchführbar. Gleichzeitig veranschaulicht die dargestellte Situation in Abb. 36 die Spannweite der Vegetationsparameter in Abhängigkeit von der Lage der Referenzfläche. Daher können, obwohl eine Vor-Ort-Kartierung durchgeführt wurde, die ermittelten mittleren Vegetationsparameter je nach Wahl der Referenzfläche unterschiedlich ausfallen.

Die Bestimmung der angeströmten Vegetationsfläche erfolgt mittels Fotoauswertung [vgl. Schneider 2010]. Daraus lässt sich die jeweilige Bedeckungsdichte bzw. der Permeabilitätsfaktor n_y ermitteln. Dieser beschreibt den Anteil der durch Vegetation bedeckten Fläche zur der betrachteten durchflossenen Fläche des Abflussquerschnitts in Prozent.

Bestimmung der Bedeckungsdichte (= Permeabilitätsfaktor) im nicht durchströmten Zustand

Die Ermittlung der Bedeckungsdichte basiert auf einer digitalen Schwarz/Weiß-Rasterfotoauswertung. Im Folgenden wird der Verfahrensablauf exemplarisch für die Ermittlung Bedeckungsdichte im trockenen Zustand, d.h. ohne eine Durchströmung mit Wasser, erläutert.



Abb. 37: Aufbau des Messrahmens: links oben: Verschrauben des Messrahmens, rechts oben: Aufziehen des Rasters, links unten: Transport des Rahmens im Gelände, rechts unten: Aufstellen des Rahmens hinter der Vegetation [aus: Schneider 2010]



Abb. 38: links: Rasteraufnahmen einer jungen Weide in der Natur als Farbfoto, rechts: konvertiertes Schwarz/Weiß-Bild [aus: Schneider 2010]

Die Rasterbildaufnahmen im Gelände erfolgt mit einem 4,0 x 4,0 m großen Rahmen, der mit einem 3,0 x 4,0 m großen Leinentuch bespannt ist. Das Leinentuch, mit einer Rasteraufteilung von 0,5 x 0,5 m wird dabei direkt hinter die Vegetation gestellt (vgl. Abb. 38). Dabei muss darauf geachtet werden, dass lediglich eine Vegetationsreihe aufgenommen wird, da sonst die Bedeckungsdichte mit dem Effekt der Besatztiefe überlagert wird. Die Besatztiefe beschreibt den Abstand der Vegetationselemente (a_x) die hintereinander in Strömungsrichtung stehen (vgl. Abb. 35). Einreihige Anordnungen geben den Anteil der angeströmten Vegetationsfläche (A_{veg}) des betrachteten Querschnitts wieder. Wird das Raster jedoch hinter mehrreihigen Pflanzenanordnungen gestellt, kann der Gesamtanteil der vegetationsbedeckten Fläche aufgrund der optischen Überlagerung der Blätter, hervorgerufen durch die zweidimensionalen Betrachtung eines dreidimensionalen Phänomens, überschätzt werden.

Die technischen Möglichkeiten erlauben die Fotoaufnahmen von 3D-Bildern, d.h. neben der eigentlichen Projektionsfläche können auch die entsprechenden Projektionstiefen aufgenommen werden. Aufgrund der hohen Kosten einer 3D-Kamera, ist diese Methode zurzeit leider noch nicht wirtschaftlich anwendbar.

Die Rastereinteilung ermöglichte die Bestimmung der Größe der Naturvegetation sowie die Berechnung der Bedeckungsdichte in Abhängigkeit der Wassertiefe für unterschiedliche Wasserspiegellagen.

Die Konvertierung der Farbfotos kann mittels einer Grafiksoftware (z.B. PhotoShop) in eine Schwarz/Weiß-Grafik (vgl. Abb. 38) erfolgen. Der vegetationsbedeckte Anteil wird schwarz und der vegetationsfreie Anteil weiß eingefärbt. Das Verhältnis der schwarzen Pixel zur Gesamtpixelanzahl ergibt den vegetationsbedeckten Flächenanteil. Anhand der Bestimmung von unterschiedlichen Wasserständen (h) kann die korrespondierende Bedeckungsdichte der Vegetation ermittelt werden.

