

TEXTE

74/2011

Wasserkraftnutzung und Wasserrahmenrichtlinie

Anhang 2 bis 4

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3707 21 200
UBA-FB 001521

Wasserkraftnutzung und Wasserrahmenrichtlinie

Anhang 2 bis 4

von

Rita Keuneke, Ulrich Dumont
Ingenieurbüro Floecksmühle, Aachen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4199.html>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	Ingenieurbüro Floecksmühle Bachstr. 62-64 52066 Aachen
Abschlussdatum:	Mai 2011
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet II 2.4 Binnengewässer Stephan Naumann

Dessau-Roßlau, November 2011

Anlage 2

Teil A Grundlagen zum Bau von Fischaufstiegsanlagen

Teil B Fischschutz und Fischabstiegsanlagen

Teil C Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken

Teil D Gewässerökologische Bewertung

Teil E Ermittlung von Mindererzeugung der Wasserkraftanlagen

Teil A

Grundlagen zum Bau von Fischaufstiegsanlagen

Inhaltsverzeichnis

A Grundlagen zum Bau von Fischaufstiegsanlagen.....	A-1
A.0 Allgemeine Vorbemerkungen	A-1
A.1 Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken.....	A-2
A.2 Rückbau von Querbauwerken	A-3
A.3 Fischaufstiegsanlagen und das Leistungsvermögen der Fische	A-5
A.3.1 Maximale Fließgeschwindigkeit in Fischaufstiegsanlagen.....	A-6
A.3.2 Fließgewässerzonierung und Leistungsvermögen der Fische	A-8
A.3.3 Aquatische Wirbellose.....	A-9
A.4 Anordnung von Fischaufstiegsanlagen	A-10
A.4.1 Großräumige Anordnung	A-11
A.4.2 Kleinräumige Anordnung des Einstiegs einer Fischaufstiegsanlage	A-16
A.4.3 Anordnung des Ausstiegs.....	A-17
A.4.4 Größe der Fischaufstiegsanlage im Vergleich zum Gewässer	A-18
A.4.5 Beispiele für die korrekte Anordnung von Fischaufstiegsanlagen ...	A-20
A.5 Raugerinne	A-26
A.5.1 Umgehungsgerinne	A-26
A.5.2 Raugerinne	A-28
A.5.3 Hydraulische Bauformen von Fischpassierbaren Raugerinnen	A-28

A.5.4 Hydraulische und geometrische Anforderungen an Fischpassierbare Raugerinne	A-32
A.5.5 Anordnung von Fischpassierbaren Raugerinnen.....	A-36
A.5.6 Optimierung durch Kombination von Bautypen.....	A-38
A.6 Technische Fischaufstiegsanlagen	A-41
A.6.1 Beckenpass	A-41
A.6.2 Vertical-Slot-Pass	A-41
A.6.3 Denil-Pass	A-43
A.6.4 Fischaufzug und Fischschleuse	A-44
A.7 Hydraulische und geometrische Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen	A-46
A.7.1 Raue Sohle	A-47

A.0

Allgemeine Vorbemerkungen

Grundsätzlich ist die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit an allen Wanderhindernissen, die ursprünglich passierbar waren, wiederherzustellen. Die Durchgängigkeit eines durch ein Querbauwerk beeinflussten Gewässerabschnitts kann entweder durch den Rückbau des Bauwerks oder durch Errichtung einer Fischaufstiegsanlage erreicht werden. Fischaufstiegsanlagen sind so zu gestalten, dass sie als Wanderkorridor für die potenziell natürliche Fischfauna und für Makrozoobenthos dienen können.

Die Durchgängigkeit ist nicht nur für das einzelne Bauwerk, sondern immer für den jeweiligen Standort sicherzustellen. Darunter wird der gesamte Gewässerbereich verstanden, der von einem Wehr und ggf. einer Nutzungsanlage beeinflusst wird, d.h. zwischen dem unteren Punkt der Beeinflussung des Gewässers (z. B. Mündungsbereich des Unterwasserkanals einer Wasserkraftanlage) bis zur Stauwurzel des Wehrs.

Das DVWK-Merkblatt „Fischaufstiegsanlagen“ (DVWK 1996) wird als bekannt vorausgesetzt. Weiterhin wird verwiesen auf den Entwurf des neuen DWA Merkblattes 2010 (DWA 2010). Die nachfolgenden Kapitel spiegeln neuere Erfahrungen seit dem Erscheinen des Merkblattes wider und stellen eine Weiterentwicklung der dortigen Empfehlungen dar. Wesentliche Aussagen wurden bereits in DUMONT et al (2005) vorgestellt. In absehbarer Zeit wird eine Überarbeitung des DVWK/DWA-Merkblattes erscheinen, das dann als Grundlage für die Planung und den Bau von Fischaufstiegsanlagen zusätzlich zur Verfügung stehen wird.

Ziel von Fischaufstiegsanlagen ist es, dass die natürlichen Wanderbewegungen flussaufwärts von Fischen und Makrozoobenthosorganismen im Vergleich zum Zustand des Gewässers ohne künstliche Hindernisse möglichst geringfügig beeinflusst vollzogen werden können.

Dies bedeutet, dass

- die Wanderbewegungen zeitgleich entsprechend dem natürlichen Wanderbedürfnis erfolgen können. Da Fischwanderungen ganzjährig auftreten (vgl. DVWK 1996) ist die Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen an mindestens 300 Tagen (Q_{30} bis Q_{300}) sicherzustellen, d.h. außerhalb der Zeiten

mit sehr niedrigen und sehr hohen Abflüssen, wo dies nur mit unverhältnismäßig hohem technischen Aufwand möglich wäre;

- der Zeit- und Energiebedarf der aufsteigenden Lebewesen für die Durchwanderung einer von einem Wanderhindernis beeinflussten Strecke nicht wesentlich von den natürlichen Verhältnissen abweicht bzw. die Erfüllung der notwendigen biologischen Funktionen nicht wesentlich beeinträchtigt wird. Dies gilt für alle in Frage kommenden Entwicklungsstadien und Arten;
- räumlich gesehen die Erreichbarkeit bzw. der Wechsel zwischen den natürlichen Habitaten der aquatischen Fauna keine wesentlichen Abweichungen zu den ungehinderten Bewegungsmustern aufweist.

Nur bei Erfüllung dieser Forderungen ist damit zu rechnen, dass durchgängig gestaltete Wanderhindernisse keinen negativen Einfluss auf den Aufbau und den Bestand der ortstypischen Gewässerfauna haben. Andernfalls sind zeitliche, räumliche oder artspezifische Beeinträchtigungen oder Ausfälle zu erwarten.

Die nachfolgenden Ausführungen gelten für die groß- und kleinräumige Anordnung und den konstruktiven Aufbau von Fischaufstiegsanlagen. Dies schließt die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage in jedem Fall mit ein. Die Passierbarkeit vor- und nachgeschalteter Gewässerabschnitte muss ebenso gewährleistet sein. Dies betrifft insbesondere Ausleitungsstrecken, für die der Mindestabfluss mit Betrachtung von Fließtiefe und Fließgeschwindigkeit festzulegen ist.

A.1

Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken

Bei Ausleitungskraftwerken tritt die Problematik der Veränderung des Abflusses im Mutterbett (= Ausleitungsstrecke) auf.

Sie hat charakteristische Auswirkungen:

- Veränderung des Lebensraums in der Ausleitungsstrecke.
- Verschlechterung der Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke für die aquatische Fauna. Dieser Aspekt wird bei der Bewertung des Parameters „Großräumige Auffindbarkeit“ berücksichtigt.

Die Festlegung eines Mindestabflusses für eine Ausleitungsstrecke ist daher eine der wichtigsten gewässerökologischen Anpassungsmaßnahmen für Wasserkraftanlagen. Der Mindestabfluss vermindert jedoch den durch die Wasserkraftanlage wirtschaftlich nutzbaren Abfluss des Gewässers und führt daher zu ökonomischen Einbußen. Das Verfahren zur Ermittlung bzw. Bewertung des Mindestabflusses wird in Teil C behandelt.

A.2

Rückbau von Querbauwerken

Grundsätzlich ist im Sinn einer ökologischen Gewässersanierung bei jedem Querbauwerk zu prüfen, ob es entfernt oder zumindest teilweise rückgebaut werden kann. Durch den Rückbau eines Querbauwerks ergeben sich als unmittelbare gewässerökologische Vorteile:

- Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit des Gewässers ohne jede Einingung des Wanderkorridors, die mit einer Fischwanderhilfe in der Regel verbunden ist. Es entfällt die Problematik der Auffindbarkeit des Wanderkorridors und der Konzentration des Sohlengefälles auf einem kurzen Gewässerabschnitt.
- Bezogen auf das gesamte Fließgewässer wird die Zahl der Wanderhindernisse vermindert. Dies ist besonders wichtig in Anbetracht des möglichen Zeit- und Energieverlustes der Fische zur Überwindung einer Fischwanderhilfe (vgl. die Problematik der Auffindbarkeit und des physiologischen Leistungsvermögens).
- Statt des bisherigen Staubereichs stellt sich wieder eine freie Fließstrecke ein. Falls keine sonstigen Restriktionen vorliegen, wird der Lebensraum, der dem Gewässertyp und der Fließgewässerzone entspricht, wiederhergestellt. Der Anteil der überformten Gewässerstrecken in einem Flussgebiet wird reduziert.
- Hinzu kommt, dass der Rückbau von Querbauwerken kostengünstiger sein kann als die Wiederherstellung der Durchgängigkeit (Baukosten und Betriebskosten). Dies gilt aber nur dann, wenn keine unerwarteten Folgekosten durch die hydromorphologische Entwicklung des Gewässers nach Abriss des Bauwerks entstehen.

Für den Rückbau eines Querbauwerks muss in der Regel ein wasserrechtliches Verfahren durchgeführt werden, in dem zumindest die nachfolgenden Aspekte untersucht und planerisch ausgearbeitet werden müssen:

- Ist die Funktion des Querbauwerks heute noch erforderlich oder kann sie ggf. durch andere technische Vorkehrungen ersetzt werden?
- Liegt das Querbauwerk in einem gewässerökologisch wichtigen oder empfindlichen Gewässerabschnitt oder in einem ausgewiesenen Schutzgebiet (z.B. NSG, FFH), so dass der Rückbau besonders vordringlich ist?
- Ist absehbar, ob künftige z. B. energetische Nutzungen den Fortbestand eines Querbauwerks rechtfertigen?
- Wie ist der rechtliche und eigentumsmäßige Status in diesem Zusammenhang zu bewerten?

Hydromorphologische Randbedingungen

Beim Rückbau von Querbauwerken muss die künftige hydraulische und morphologische Entwicklung des betroffenen Gewässerabschnittes untersucht werden. Dabei sind insbesondere folgende Aspekte von Bedeutung:

- Wurde das Querbauwerk im Zusammenhang mit hydromorphologischen Überformungen des Gewässers errichtet und besteht daher eine wichtige Funktion z. B. zur Sicherung der Sohle? Eine Überprüfung des historischen Gewässerzustandes kann helfen, die Gewässerentwicklung, die nach Rückbau des Bauwerks zu erwarten sind, einzuschätzen. Je nach örtlicher Situation kann die hydraulische Funktion eines Querbauwerks durch eine Verlängerung des Fließweges ersetzt werden.
- Mit welchen Auswirkungen ist bei Voll- oder Teilabriss des Querbauwerks zu rechnen? Hier kann die Gewässertypologie genutzt werden, um die künftige eigendynamische Entwicklung des Gewässers nach Entfernen eines Bauwerks im Zusammenhang mit hydraulischen Berechnungen zu ermitteln bzw. abzuschätzen.
- Wird der Grundwasserspiegel wirksam beeinflusst? Mögliche Gefahren für Gebäudefundamente, aber auch eventuelle Beeinflussung von Schutzgebieten, Bäumen etc..



Abb. A.1: Wehr am Saynbach (Rheinland – Pfalz) vor und nach dem Rückbau



Abb. A.2: Gewässertypgerechte Entwicklung eines Standortes an der oberen Lahn (Hessen): die ursprünglich vorhandenen Furkationen stellen sich wieder ein und bilden durchwanderbare Gewässerarme mit natürlichem Sohlengefälle. Die Gewässerarme sind gegenüber Fischaufstiegsanlagen, die das Gefälle lokal konzentrieren, weniger wartungsintensiv und ökologisch hochwertiger.

A.3

Fischaufstiegsanlagen und das Leistungsvermögen der Fische

Die Fließgewässerzonen beschreiben die unterschiedlichen Lebensräume im Verlauf eines Gewässers, die insbesondere durch die morphologischen und die hydraulischen Bedingungen geprägt werden. Letztere lassen sich durch drei Parameter beschreiben:

- Fließgeschwindigkeit bzw. deren räumliche und zeitliche Verteilung,
- Verteilung der Fließtiefen im Gewässer

- Leistungsdichte im Wasserkörper. Die eingetragene Energie wird entweder dort abgebaut (Energiedissipation) oder weitergeleitet.

Die Fließgeschwindigkeit und ihre Variabilität sowie die Leistung pro Volumeneinheit korrespondieren mit den physischen Ansprüchen bzw. mit dem Leistungsvermögen der standortspezifischen Fische und Wirbellosen.

In Fischaufstiegsanlagen wird zwangsläufig das Gefälle eines größeren Gewässerabschnittes konzentriert und auf einer kürzeren Strecke abgebaut. Daher werden die flussaufwärts wandernden Organismen in diesen Anlagen mit hydraulischen Bedingungen konfrontiert, die von denjenigen ihres natürlichen Lebensraums abweichen. Fischaufstiegsanlagen können nur dann funktionieren, wenn die flussaufwärts wandernden Organismen trotz dieser abweichenden Bedingungen in sie einwandern können und wenn sie bei der Passage nicht physisch überfordert werden.

Aus diesen Gründen kommt den beiden Parametern

- Fließgeschwindigkeit (maximal, minimal, mittel) *und*
- Leistungsdichte

entscheidende Bedeutung bei der Auslegung und bei der Beurteilung von Fischaufstiegsanlagen zu. Die Leistungsdichte hat sich als Kennwert für die Beurteilung des Verhaltens von Fischen vor allem in beckenartigen Fischpässen bewährt (vgl. LARINIER 1992).

A.3.1

Maximale Fließgeschwindigkeit in Fischaufstiegsanlagen

Neuere Untersuchungen in den USA (HARO 2002) befassen sich mit der Abhängigkeit der maximal von einem Fisch leistbaren Schwimmgeschwindigkeit und der zeitlichen Dauer, über die er diese Schwimmleistung erbringen kann.

Die ermittelten grundsätzlichen Zusammenhänge sind:

- Je höher die Fließgeschwindigkeit ist, desto geringer ist die von den Fischen entgegen der Strömung überwindbare Entfernung und umso länger ist die dafür benötigte Zeit.

- Der Energievorrat der Fischarten und ihrer Entwicklungsstadien ist unterschiedlich.
- Das Leistungsvermögen von Fischen gleicher Art und Größe streut.

Nach umfangreichen Literaturrecherchen unterteilt ATV-DVWK (2004) die Schwimmgeschwindigkeit von Fischen in drei Bereiche.

- *Sprintgeschwindigkeit*: maximale Relativgeschwindigkeit eines Fisches gegenüber dem Wasser, die nur für wenige Sekunden aufrecht erhalten werden kann und eine lange Regenerationsphase erfordert. Die Sprintgeschwindigkeit beträgt bei adulten Salmoniden, Cypriniden und Perciden ca. 10 bis 12 Körperlängen pro Sekunde (JENS et. al. 1997).
- *Gesteigerte Geschwindigkeit*: ca. 5 Körperlängen pro Sekunden, kann bis 200 Minuten geleistet werden (JENS et. al. 1997).
- *Dauergeschwindigkeit*: ca. 2 Körperlängen pro Sekunde über eine lange Zeit (> 200 Minuten) (TURNPENNY et. al. 1998).

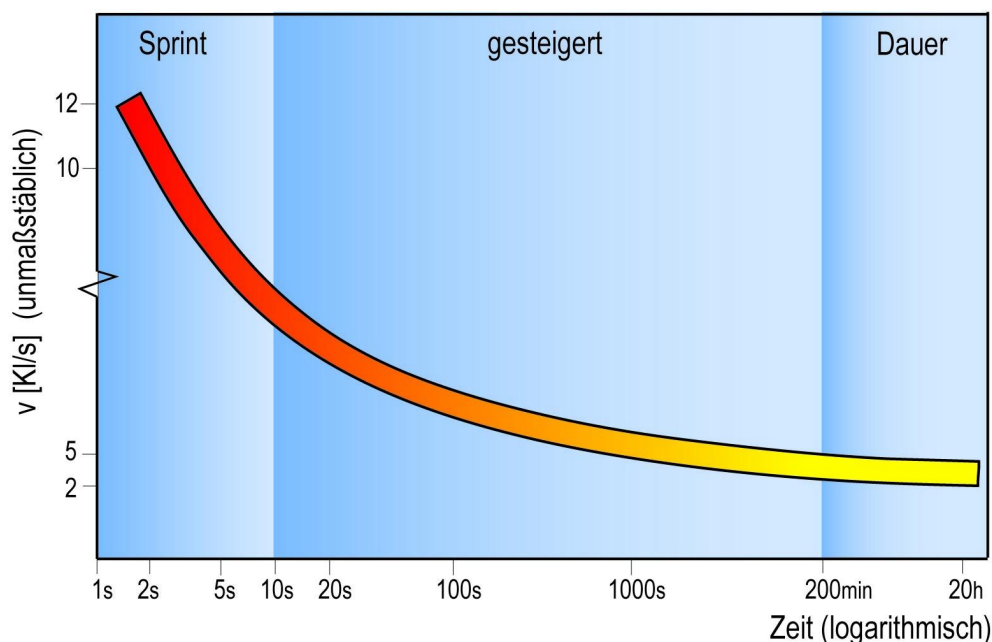


Abb. A.3: Schwimmleistung von Fischen (in Körperlängen pro Sekunde), die für eine bestimmte Zeitspanne aufrecht erhalten werden kann.

Damit der Erschöpfungseffekt nicht eintritt, dürfen Fischaufstiegsanlagen nicht auf die *Sprintgeschwindigkeit* als maximalen Wert in den Engstellen ausgelegt werden. Die Wasserspiegeldifferenz zwischen den Becken bzw. das Gefälle von

Fischrampen muss sich daher an der *gesteigerten Geschwindigkeit* orientieren, wobei das gesamte relevante Artenspektrum zu berücksichtigen ist. Aus dem physiologischen Leistungsvermögen der Fische ergibt sich weiterhin die Notwendigkeit, die Länge eines Fischpasses bzw. die in einem Schritt zu überwindende Höhe zu begrenzen bzw. Ruhebecken vorzusehen.

Die in Tab. A.2 Seite A 49 dargestellten hydraulischen Bemessungswerte für Fischaufstiegsanlagen basieren auf den hier beschriebenen Zusammenhängen.

A.3.2

Fließgewässerzonierung und Leistungsvermögen der Fische

Bezüglich der zulässigen Geschwindigkeiten und der zulässigen Leistungsdichte in Fischpässen kann auch die Betrachtung natürlicher Gewässer zusätzliche Anhaltspunkte liefern. Die Werte der natürlichen Leistungsdichte können überschlägig für typische Gewässerabschnitte einer Fließgewässerzone berechnet werden. Tab. A.1 veranschaulicht die abgeschätzten Leistungsdichten für größere Abschnitte von Fließgewässern.

Tab. A.1: Abschätzung der Leistungsdichte in Fließgewässern ($Q \leq MQ$)

Fließgewässerzone	maximales mittleres Gefälle		spezifischer Energieeintrag
Obere Forellenregion	5 %	1:20	150 – 400 W/m ³
Untere Forellenregion	1,5 %	1:66	100 – 150 W/m ³
Äschenregion	0,75 %	1:133	50 – 100 W/m ³
Barbenregion	0,3 %	1:300	10 – 50 W/m ³

Die Leistungsdichte in natürlichen Gewässern liefert Hinweise für die hydraulische Auslegung von Fischaufstiegsanlagen, die die gleiche Tendenz wie die oben schilderten Versuchsergebnisse aufweisen. Es liegen jedoch bisher nur wenige Aussagen darüber vor, wie die hydraulischen Werte in einer Fischaufstiegsanlage mit denjenigen der jeweiligen Fließgewässerzone korrespondieren müssen, damit die formulierten biologischen Forderungen erfüllt werden können. In Kapitel A.7 werden dazu Ansätze vorgestellt.

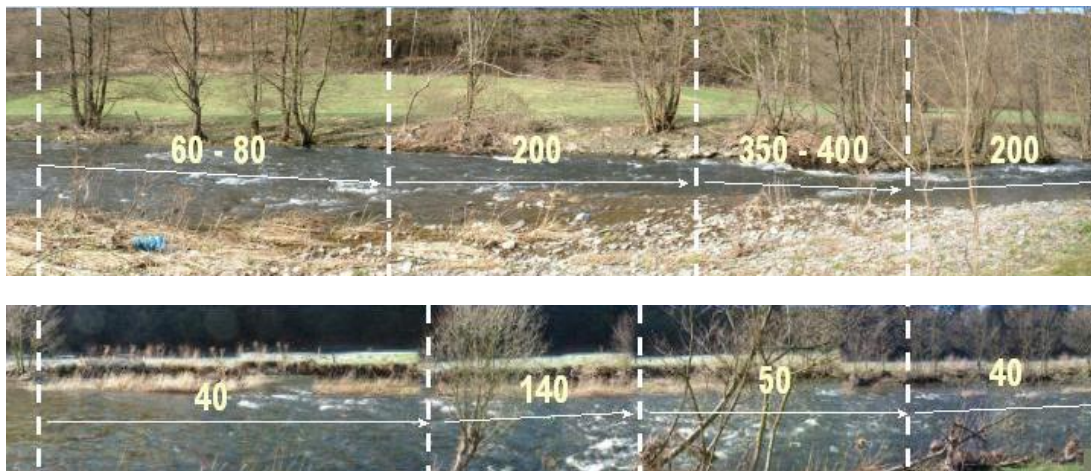


Abb. A.4: Messstrecken zur Ermittlung der Leistungsdichte in einem Abschnitt der Rur, Angaben für den jeweiligen Fließbereich in W/m^3 (Messstrecke 1 oben und Messstrecke 2 unten)

A.3.3

Aquatische Wirbellose

Fischaufstiegsanlagen dienen primär Fischen als Wanderkorridor stromaufwärts, sie sind jedoch so zu gestalten, dass auch die wirbellosen aquatischen Organismen Querbauwerke überwinden können.

Während jedoch aus der potenziell natürlichen Fischfauna bzw. aus der Fließgewässerzonierung Richtwerte für die Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen abgeleitet werden können, lassen sich bislang keine differenzierten Anforderungen an die Konstruktion von Fischaufstiegsanlagen aus der Sicht der Wirbellosenfauna stellen, als dass die Sohle aus einem durchgehenden, möglichst dem Fließgewässer entsprechenden Substrat von mindestens 20 cm Mächtigkeit bestehen soll.

Allerdings muss auch die Größe eines Fischaufstiegs und damit die den Wirbellosen zur Verfügung stehende Wanderfläche beachtet werden: Bei technischen Fischaufstiegsanlagen und bei naturnahen Raugerinne-Beckenpässen beträgt die Breite der Becken in der Regel nur wenige Meter, die Durchlassbreiten in den Engstellen entsprechen häufig lediglich den Mindestanforderungen. Demgegenüber bieten großzügig dimensionierte Rampen oder vergleichbare Konstruktionen auch den Wirbellosen einen wesentlich breiteren Wanderkorridor an.



Abb. A.5: Die natürliche Kiesstruktur als Vorbild für Sohlenrauigkeit

A.4

Anordnung von Fischaufstiegsanlagen

Fischaufstiegsanlagen stellen häufig eine wesentliche Verengung des Wanderkorridors für aufsteigende Organismen dar. Da sie jedoch die einzige oder nur eine von wenigen Möglichkeiten darstellen, ein Wanderhindernis zu überwinden, muss ihre Anordnung im Gewässer folgende grundsätzlichen Forderungen erfüllen:

- Die Gewässerstrecken unter- und oberhalb müssen für die potenziell natürliche Fischfauna durchwanderbar sein.
- Der Einstieg in die Fischaufstiegsanlage muss auffindbar sein.

Die aufwärtsgerichtete Wanderung von Fischen orientiert sich an der Hauptströmung im Gewässer. Sie findet häufig in deren Rand- bzw. Uferbereichen

statt. Dieser Orientierungsmechanismus trifft vor allem auf die rheophilen Arten zu, die als diadrome oder potamodrome Arten auf die Wanderung zwischen unterschiedlichen Habitaten angewiesen sind. Nicht nur rheophile, sondern auch gegenüber der Strömung grundsätzlich indifferente potamodrome Arten verhalten sich während der Laichwanderungen positiv rheotaktisch.

Der Einstieg in Fischaufstiegsanlagen ist dort zu platzieren, wo aufstiegswillige Fische auf Grund ihres eigenen Verhaltensmusters wandern oder nach einem Wanderkorridor suchen. Dieser Effekt muss genutzt werden, um die Fische zum Einstieg zu leiten. Im Nahbereich des Einstiegs muss die Wirkung der großräumigen Leitströmung (nämlich der Hauptströmung) durch die Leitwirkung des Betriebsabflusses der Fischaufstiegsanlage (und ggf. einer Bypass-Strömung) möglichst unterbrechungsfrei fortgesetzt werden, um die Auffindbarkeit zu gewährleisten.

A.4.1

Großräumige Anordnung

Liegen mehrere Gewässerarme vor, so wandern die Fische an einer Verzweigungsstelle mit höherer Wahrscheinlichkeit in den Arm ein, der zum Zeitpunkt der Wanderung die Hauptströmung aufweist. Sie folgen dieser Strömung bis zu einem eventuell vorhandenen Wanderhindernis und suchen dort nach einer Möglichkeit des Aufstiegs. Befindet sich die Fischaufstiegsanlage nicht an dieser Stelle, so ist zumindest ein Energie- und Zeitverlust bei der Suche nach alternativen Wanderkorridoren zu erwarten. Je nach räumlicher und hydraulischer Situation kann die Wanderung auch vollständig unterbrochen werden.

Die beschriebene Problematik ist häufig an Ausleitungskraftwerken zu finden. Die Wahrscheinlichkeit, dass aufstiegswillige Fische an der Mündung des Unterwasserkanals in das Mutterbett einwandern, hängt in erster Näherung vom Verhältnis der Abflüsse ab. Demgegenüber hat die Sohlenstruktur (z. B. Leitbuhnen) in der Regel keine Wirkung. Bei Wasserkraftwerken mit einem Ausbaugrad $\varepsilon = Q_A/MQ = 1$ ist daher die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage am Wehr durch diesen Effekt häufig nur an 30 (!) Tagen der vorgeschriebenen Betriebszeit gegeben.

Daher gilt für die großräumige Anordnung von Fischaufstiegsanlagen:

- Mindestens ein Fischaufstieg muss dort platziert werden, wohin die Hauptströmung die aufstiegswilligen Fische leitet. Der Einstieg ist entsprechend A.4.2 zu gestalten. Bei verzweigten Gewässern ist ggf. die zeitliche Verteilung der Abflussaufteilung zu untersuchen und sicherzustellen, dass die von DVWK (1996) geforderte Betriebszeit von 300 Tagen/a erreicht werden kann.

- Wenn durch die zeitliche Verteilung des Abflusses zwischen zwei oder mehreren Gewässerarmen keine eindeutige Sicherstellung des Aufstiegs an 300 Tagen möglich ist, muss geprüft werden, ob in mehr als einem Gewässerarm an dem jeweiligen Wanderhindernis eine Fischaufstiegsanlage errichtet werden muss. Dabei ist die fischbiologische Bedeutung des Standortes innerhalb des Gewässers zu untersuchen und die Entscheidung über Zahl und Standort von Fischaufstiegsanlagen nach der Bedeutung für das Flussgebiet zu treffen. Liegen derartige Verzweigungen im Unterlauf größerer Gewässer, kommt dieser Entscheidung sicherlich eine höhere Bedeutung zu als bei Anlagen in der oberen Forellenregion.
- Bei Ausleitungsstrecken kann alternativ zur Anordnung mehrerer Fischaufstiegsanlagen auch untersucht werden, ob die Einwanderung der Fische z.B. in einen Unterwasserkanal durch Absturz- oder Rechenbauwerke verhindert werden kann, wodurch die Fische gezwungen werden, einen anderen Weg zu wählen. Aufgrund der geodätischen Verhältnisse oder der technischen Schwierigkeiten mit Rechenanlagen im Gewässer sind dem jedoch enge Grenzen gesetzt. Falls eine Einwandersperre installiert wird, kann der Unterwasserkanal in der Regel nicht als Abwanderkorridor genutzt werden.
- Die Wanderkorridore der Fische flussab- und flussaufwärts der Fischaufstiegsanlage müssen für die potenziell natürliche Fischfauna durchwanderbar sein. Dafür sind hauptsächlich die beiden Parameter Fließgeschwindigkeit und Fließtiefe verantwortlich. Für Ausleitungsstrecken ist dies ggfs. durch hydraulische Berechnungen oder Messungen nachzuweisen. In Betriebskanälen ist zu prüfen, ob die Fließgeschwindigkeiten – auch in Anbetracht der häufig strukturarmen Sohle und Ufer – nicht zu hoch sind und ob Absperreinrichtungen wie Schütze die Wanderung (zeitweise) be- oder verhindern.

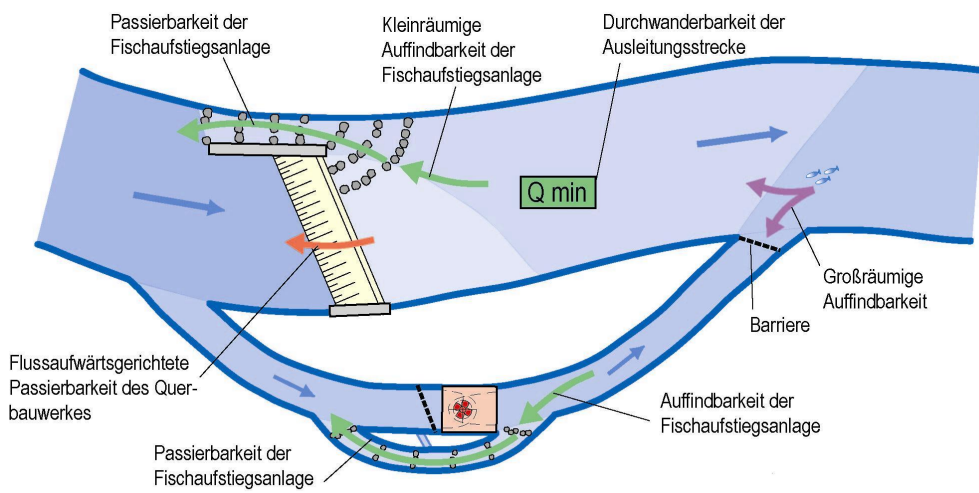


Abb. A.6: Passierbarkeit und Auffindbarkeit an Ausleitungskraftwerken

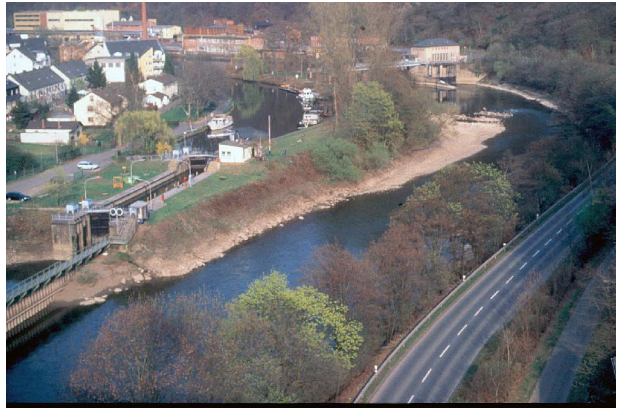


Abb. A.7: Aufwandersperre mit Borsten an der Mündung eines Unterwasserkanals (Our)

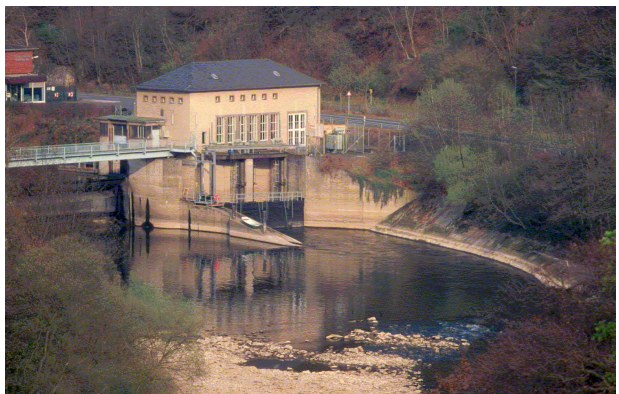
Aufstiegs-Galerie Lahnstein

Die Staustufe Lahnstein ist mit einem Abstand von wenigen Kilometern zur Mündung in den Rhein das unterste Querbauwerk an der Lahn. Das Kraftwerk ($45 \text{ m}^3/\text{s}$, $H = 6,3 \text{ m}$) verfügt über keine funktionsfähige Fischaufstiegsanlage. Daher ist das gesamte Einzugsgebiet der Lahn vom Rheinsystem abgeschnitten.

Wegen der beengten Platzverhältnisse ist der Bau einer Fischaufstiegsanlage schwierig. Daher wurde über ein Jahr eine Versuchsanlage in Form einer Aufstiegs-Galerie betrieben, bei der drei Reusen unmittelbar über dem Saugrohr der Turbine angeordnet waren, um die beste Position für den Einstieg in die künftige Fischaufstiegsanlage zu ermitteln. Gleichzeitig war an der Schiffsschleuse ebenfalls eine Reuse installiert. Alle Reusen wurden dreimal täglich geleert und die Fische nach Art und Größe bestimmt.



Schleuse und WKA Lahnstein



WKA Lahnstein

Das Ergebnis ist interessant in Bezug auf die großräumige Auffindbarkeit: An der Wasserkraftanlage stiegen schwerpunktmäßig rheophile Arten auf, die von der Hauptströmung dorthin geleitet wurden. Die Schleuse wurde dagegen eher von den stagnophilen Arten bevorzugt. Der Bau einer Fischaufstiegsanlage ausschließlich an der Schleuse (also außerhalb der großräumigen Leitströmung) würde den Aufstieg der rheophilen Arten folglich nicht gewährleisten, während ein zusätzlicher Fischpass oder die Nutzung von nächtlichen Leerschleusungen gerade wegen der Bedeutung des Standortes im Gewässersystem wichtig wäre.



Collection Gallery als Versuchsanlage
an der WKA



Leerung der Reuse

A.4.2

Kleinräumige Anordnung des Einstiegs einer Fischaufstiegsanlage

Aufstiegswillige Fische folgen der Hauptströmung und wandern bis unmittelbar vor das Wanderhindernis, wobei auch Bereiche mit turbulenter Strömung durchquert werden. Dort suchen die Fische nach einer Aufstiegsmöglichkeit. Wird der Einstieg in die Fischaufstiegsanlage in zu großer Entfernung von diesem optimalen Punkt platziert, ist mit einer reduzierten Auffindbarkeit zu rechnen, die häufig auch mit einer Erhöhung des Betriebsabflusses bzw. der Leitströmung nicht kompensiert werden kann. Schon Abweichungen von wenigen Metern von der optimalen Position können gravierende Einschränkungen der Auffindbarkeit zur Folge haben.

Die Leitströmung einer Fischaufstiegsanlage muss sich ununterbrochen und gerichtet an die großräumige Leitströmung anschließen und physiologisch von den Fischen wahrgenommen werden können.

Unterhalb des Einstiegs müssen im Abflussbereich Q_{30} bis Q_{330} hydraulische Bedingungen (Fließtiefe und –geschwindigkeit, Turbulenz) herrschen, die ein ungehindertes Einschwimmen der Fische aus dem Gewässer in den Fischaufstieg ermöglichen. Die Sohle des Fischaufstiegs ist – ggf. in Form einer flachen Anrampung – an die Gewässersohle anzuschließen. Dies gilt auch für den oberwasserseitigen Ausstieg.

Daraus lassen sich folgende allgemeine Richtlinien für die Anordnung des Einstiegs von Fischaufstiegsanlagen ableiten:

- Der Einstieg einer Fischaufstiegsanlage muss möglichst unmittelbar am oder neben das Wanderhindernis platziert werden, um eine Sackgassenwirkung auszuschließen.
- Falls durch die Linienführung des Gewässers ein Prallufer vorhanden ist (in dessen Bereich sich die Hauptströmung befindet), ist der Einstieg an diesem Ufer zu errichten.
- Für die Wirkung der Leitströmung ist es erforderlich, dass sie bei den Fischen ein rheotaktisches Verhalten auslöst. Daher muss die Fließgeschwindigkeit im Austrittsquerschnitt mindestens 0,3 m/s betragen. Wichtig ist vor allem die Wahrnehmbarkeit gegenüber der Strömung im Gewässer. Die Leitströmung kann durch eine zusätzliche Bypassleitung verbessert werden.

- Die Leitströmung ist hinsichtlich ihrer Richtung und ihrer Quantität (= Abfluss) so einzurichten, dass die Fische durch Geschwindigkeitsvektoren, die möglichst parallel zur Hauptströmung liegen, eindeutig zum Einstieg geleitet werden. Daher ist eine zur Hauptströmung parallele Führung der Leitströmung vorteilhaft. Schräg (> 30 Grad oder mehr) einmündende Leitströmungen können zu einer erheblich verminderten Auffindbarkeit führen, falls nicht ein wesentlicher Abflussanteil des Gewässers durch die Fischaufstiegsanlage geführt wird.
- Wird der Einstieg im Bereich oder am Rand sehr turbulenter Strömung eingebaut (z.B. an Tosbecken oder an Saugrohrmündungen von Turbinen), so ist es zwingend erforderlich, dass die beschriebene Wahrnehmbarkeit der Leitströmung durch konstruktive Maßnahmen und/oder durch Erhöhung des Betriebsabflusses der Fischaufstiegsanlage oder durch einen zusätzlichen Bypass sichergestellt wird.
- Eine korrekte Einschätzung der räumlichen Ausbildung der Leitströmung im Bereich sehr turbulenter Hauptströmungen ist häufig schwierig. Die Auffindbarkeit des Fischaufstiegs hängt jedoch elementar von der Wahrnehmbarkeit der Leitströmung ab. Daher ist insbesondere bei Standorten von großer Bedeutung für das Flussgebiet die Gestaltung des Einstiegs sehr sorgfältig zu prüfen.
- Bei schräg im Gewässer liegenden Wanderhindernissen ist der Einstieg im spitzen Winkel anzuordnen.
- Die Anordnung des Einstiegs und die Ausbildung der Leitströmung muss für alle Betriebszustände innerhalb der vorgeschriebenen Betriebszeit geprüft und nachgewiesen werden, d. h. sowohl für Zeiten mit niedrigem Abfluss (Q_{30}) als auch für Zeiten mit hohem Abfluss (Q_{330} , häufig = ca. 2 bis 3 MQ). Dies gilt auch für den Abschnitt des Wanderkorridors unterhalb eines Wehrs, der bei Überströmung des Wehrs im Sinn der Bemessungswerte hydraulisch überlastet werden kann. Die korrekte höhenmäßige Anordnung des Einstiegs ist ggf. durch eine Wasserspiegellagenberechnung nachzuweisen.

A.4.3

Anordnung des Ausstiegs

Der oberwasserseitige Ausstieg einer Fischaufstiegsanlage wird häufig im Staubereich oberhalb eines Querbauwerks münden. Die aufsteigenden Fische und Wirbellosen finden dort – im Vergleich zur freien Fließstrecke – wesentlich veränderte Lebensraumbedingungen vor. Zur Minimierung dieses Effekts kann der

Ausstieg insbesondere von Umgehungsgerinnen möglichst nah an die Stauwurzel platziert werden, wenn dies im Gelände möglich ist.

Folgende Minimalforderungen sind immer einzuhalten:

- Ausreichender Abstand zu einer vorhandenen Wasserentnahmestelle, um ein „Ansaugen“ der aufgewanderten Fische zu verhindern.
- Ausreichend geringe Fließgeschwindigkeit im Gewässer im Bereich des Ausstiegs entsprechend dem Leistungsvermögen der relevanten Fischfauna.
- Sohlenanschluss oder schräge, raue Anrampung zur Gewässersohle.

Die Anordnung des Ausstiegs ist auch entscheidend für den Geschiebe- und Geschwemmseleintrag in die Fischaufstiegsanlage. Neben entsprechenden technischen Vorkehrungen wie Schwimmbalken etc. ist vor allem die Beachtung von hydraulischen Effekten (z. B. Innen-/Außenkurve) entscheidend für den späteren Unterhaltungsaufwand.

A.4.4

Größe der Fischaufstiegsanlage im Vergleich zum Gewässer

Die absolute Größe einer Fischaufstiegsanlage (Durchfluss, Breite) muss der Größe des Gewässers und der Bedeutung des Standortes im Gewässersystem angepasst werden. Sie ist jedoch nicht alleine ausschlaggebend für die Herstellung der Durchgängigkeit eines Standortes. Es besteht vielmehr eine Abhängigkeit zwischen ihr und den übrigen, in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Parametern.

Grundsätzlich gilt:

- Je größer der Abflussanteil (bei Einhaltung der hydraulischen Grenzwerte) in der Fischaufstiegsanlage ist, desto besser ist die Auffindbarkeit (bei Einhaltung der einschlägigen Gestaltungshinweise) gewährleistet. LARINIER (2000) empfiehlt für größere Gewässer, dass der Abfluss der Fischaufstiegsanlage 1 bis 5 % des konkurrierenden Abflusses sein sollte. In mittleren bis kleinen Gewässern liegt dieser Wert erfahrungsgemäß bei 5 bis 10 %, je nach Abflussverhalten und absoluter Größe des Gewässers. Bei großen Anlagen muss der Abfluss nicht vollständig durch den Fischpass geführt werden,

sondern es kann auch ein Bypass zur Verbesserung der Auffindbarkeit dienen.

- Großzügige naturnahe Fischaufstiegsanlagen bieten den wandernden Organismen mehr Raum im Sohlensubstrat und im Wasserkörper. Das ist wichtig für Wirbellose und vorteilhaft für die verschiedenen Fischarten, da diese dann mehr Ruhe- und Schutzzonen sowie Bereiche mit unterschiedlichen Strömungsbedingungen vorfinden.
- Die in Tab. A.2 genannten hydraulischen Bemessungswerte sind Maximalwerte für Anlagen in den jeweiligen Fließgewässerzonen.
- Die geometrischen Dimensionen in Tab. A.3 sind Mindestgrößen für Anlagen mit den jeweiligen Fischarten. Nur im Bereich sehr kleiner Gewässer können diese Dimensionen unter bestimmten Bedingungen unterschritten werden.
- Über die Passierbarkeit hinaus wird der erforderliche Durchfluss einer Fischaufstiegsanlage maßgeblich von der notwendigen Leitströmung im Unterwasser bestimmt. Diese wiederum hängt eng mit der Anordnung des Einstiegs zusammen. Die Leitströmung kann ggf. auch mit einem Bypass verbessert werden.
- Bei Standorten mit Wasserkraftanlagen kann deren Wasserstrom als großräumige Leitströmung genutzt werden. Bei korrekter kleinräumiger Anordnung des Einstiegs in die Fischaufstiegsanlage bestehen Vorteile hinsichtlich der Auffindbarkeit. Dies gilt auch für „Restwasser-Turbinen“, mit denen der Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken energetisch genutzt wird.

Es besteht eine besondere Problematik, wenn der Fischaufstieg im Vergleich zur Breite einer Wehranlage klein ist und keine durch eine Wasserkraftanlage hervorgerufene konzentrierte Hauptströmung vorliegt. Insbesondere bei senkrecht und nicht schräg zur Fließrichtung platzierten Wehren besteht die Gefahr, dass der Fischaufstieg nur unzureichend gefunden wird. Eine Abhilfe ist durch folgende Maßnahmen möglich:

- Wesentliche Erhöhung des Betriebsabflusses und damit Vergrößerung der Fischaufstiegsanlage.
- Umgestaltung des gesamten Wehrs in eine Rampe (was jedoch bei großen Wehren an ökonomische Grenzen stößt).
- Schräg zur Fließrichtung auf den Einstieg zuführende Leitstrukturen (z. B. unpassierbare Steinschüttungen).
- Bau von zwei Fischaufstiegsanlagen jeweils im Uferbereich.

- Eine gewisse Konzentration der Hauptströmung im Bereich der Fischaufstiegsanlage z.B. durch Absenken des benachbarten Wehrfeldes oder durch eine Wasserkraftanlage.

A.4.5

Beispiele für die korrekte Anordnung von Fischaufstiegsanlagen

Flusskraftwerk

Bei Flusskraftwerken kann in der Regel die von der Wasserkraftanlage ausgehende Hauptströmung zum großräumigen Leiten der Fische genutzt werden. Der Einstieg ist neben der Saugrohrmündung mit möglichst paralleler Ausmündung so zu legen, dass die Fische ihn physisch erreichen können. Die Leitströmung der Fischaufstiegsanlage muss eindeutig wahrnehmbar sein, ggf. ist ein zusätzlicher, zielführend gerichteter und ausreichender Bypassabfluss vorzusehen.

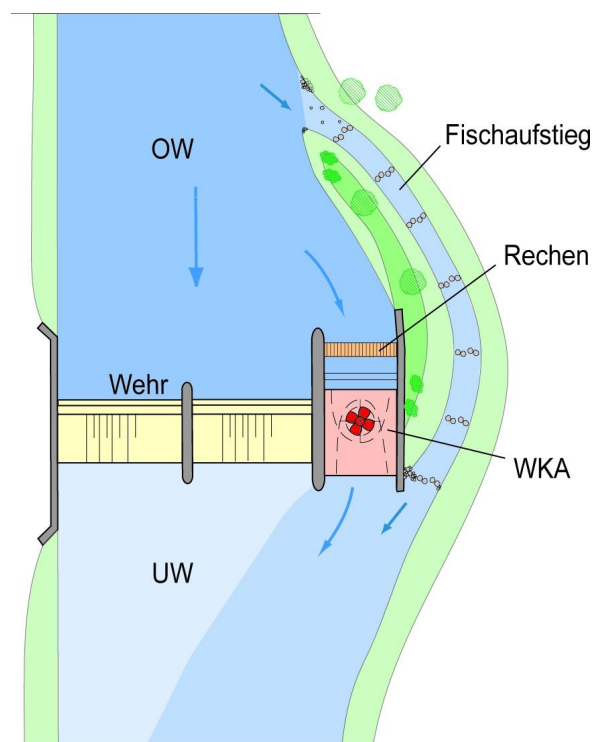


Abb. A.8: Anordnung des Fischaufstiegs an einem Flusskraftwerk



Abb. A.9: Unterwasseransicht der Wasserkraftanlage Klinkelsche Mühle in Gießen (Hessen) mit korrekter Anordnung des Einstiegs in die Fischaufstiegsanlage

Ausleitungskraftwerk

Wenn die Leitströmung an der Mündung des Unterwasserkanals maßgeblich von diesem ausgeht (in der Regel bei Wasserkraftanlagen mit Ausbaugrad $> 0,5$) und falls die Betriebskanäle eindeutig durchwanderbar sind, sollte die Fischaufstiegsanlage an der Wasserkraftanlage errichtet werden. Für die dortige Platzierung gelten die gleichen Prinzipien wie bei Flusskraftwerken.

Ist der Betriebskanal nicht passierbar und/oder kann die Fischaufstiegsanlage aus technischen oder sonstigen Gründen nicht an der Wasserkraftanlage errichtet werden, muss ein Standort am Wehr gewählt werden. Eine Sackgassenwirkung des Unterwasserkanals ist konstruktiv zu unterbinden oder ihre Unerheblichkeit durch fischbiologische Untersuchungen nachzuweisen (ggf. bei kurzen UW-Kanälen). Die Ausleitungsstrecke muss passierbar sein.

Wehr mit Prall-/Gleithang

Die Fischaufstiegsanlage ist am Prallhang im Bereich der Hauptströmung anzuordnen. Der Einstieg befindet sich unmittelbar im Bereich des Querbauwerks, damit keine Sackgassenwirkung entsteht.

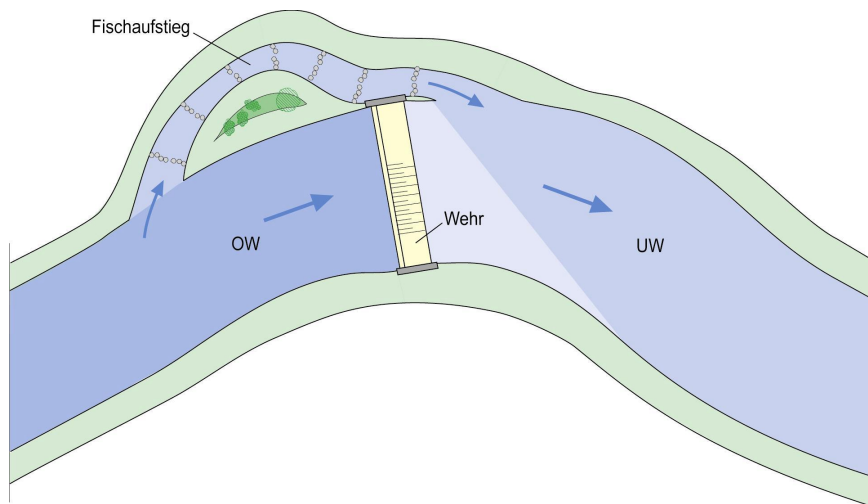


Abb. A.10: Anordnung der Fischaufstiegsanlage am Prallhang

Schräg im Gewässer angeordnetes Wehr

Der Einstieg in die Fischaufstiegsanlage ist im spitzen Winkel unmittelbar am Wehr anzuordnen. Die Leitströmung kann ggf. durch partielles Absenken der Wehrkrone in der Nähe des Einstiegs verbessert werden. Es ist jedoch zu beachten, dass der unterwasserseitige Wanderkorridor bei überströmtem Wehr nicht durch hydraulische Überlastung für die Fische unpassierbar wird.

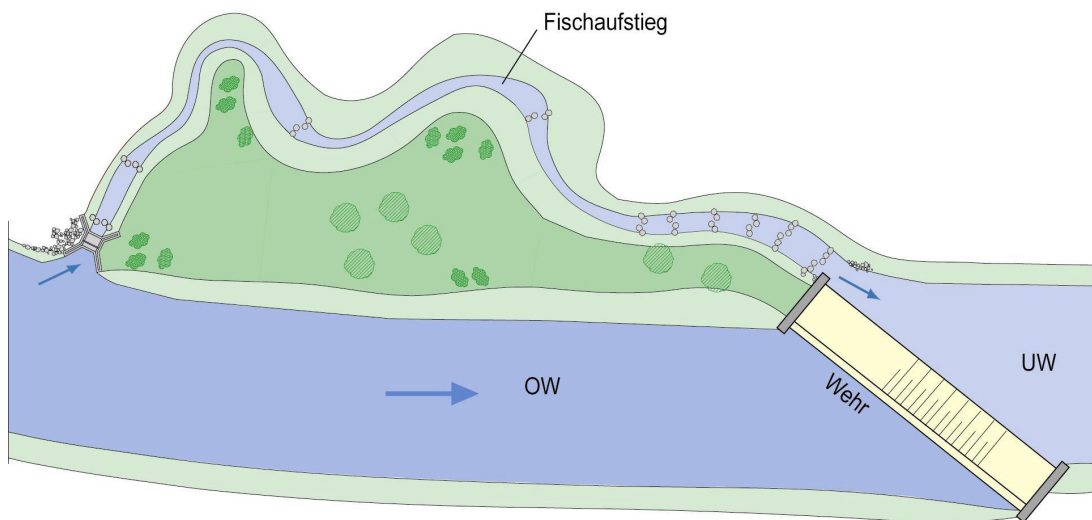


Abb. A.11: Schräg angeordnetes Wehr mit dem Einstieg der Fischaufstiegsanlage im spitzen Winkel



Abb. A.12: Umgehungsgerinne am Elbbach (Hessen): Der Einstieg befindet sich unmittelbar neben dem Wehr

Senkrecht in einem großen Gewässer angeordnetes Wehr

Bei dieser Anordnung besteht die Gefahr, dass über die gesamte Flussbreite wandernde Fische den Einstieg nicht finden. Mögliche Abhilfe: Vergrößerung der Fischaufstiegsanlage, Leiteinrichtung zum Einstieg, partielle Absenkung der Wehrkrone im Bereich des Einstiegs, zweiter Fischpass am gegenüberliegenden Ufer.

Vermeidung der Sackgassenwirkung

Unterwasserseitig vor einem Wehr errichtete Fischaufstiegsanlagen (z. B. angeschüttete Rampen o. ä.), die nicht die gesamte Wehrbreite einnehmen, können zu einer Sackgassenwirkung für die Fische führen, die den Einstieg nicht „im ersten Anlauf“ finden. Dies kann vermieden werden durch eine oberwasserseitige Anordnung des Fischpasses, wobei dieser durch eine Trennwand gegen den Staubereich abgegrenzt ist.

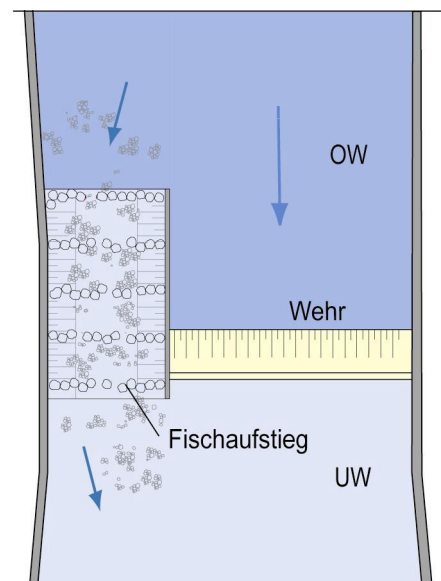


Abb. A.13: In das Oberwasser verschobene Anordnung des Fischaufstiegs, wodurch der Einstieg in der Wehrachse platziert werden kann. Je breiter der Fischaufstieg und je höher sein Abfluss ist, desto besser ist die Auffindbarkeit.



Abb. A.14: Fischaufstiegsanlage Wuppertal-Barmen mit Einstieg unmittelbar neben dem Tosbereich der Wehrklappe.



Abb. A.15: Fischaufstiegsanlage Hambeek in Roermond/NL während des Baus. Der Einstieg wurde gezielt neben dem Wehr angeordnet.

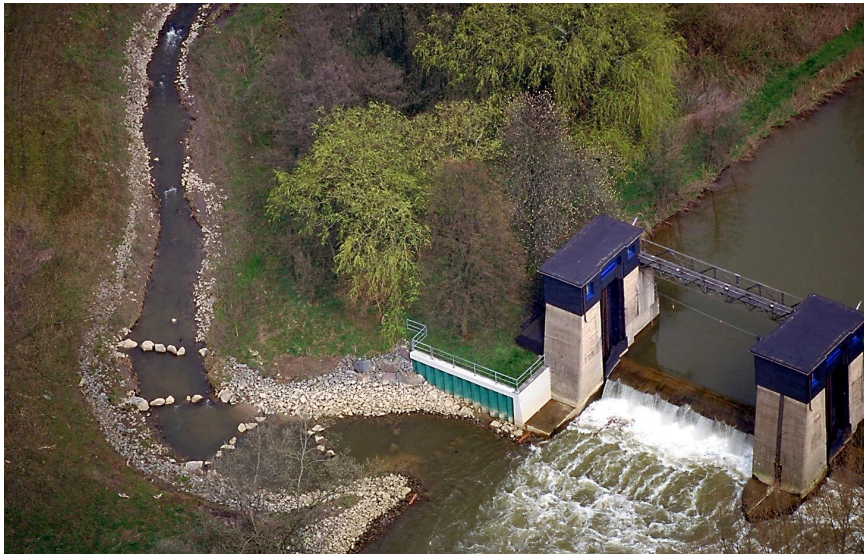


Abb. A.16: Luftaufnahme Wehr Beckinghausen/Lippe mit Fischaufstiegsanlage, die unterhalb des Wehrs gewendet ausgeführt wurde, um eine gerichtete, zur Gewässerachse parallele Leitströmung zu erzielen (Quelle: Lippeverband)

A.5

Raugerinne

A.5.1

Umgehungsgerinne

Mit Umgehungsgerinnen können Stauanlagen weiträumig umfahren werden, ohne dass die Stauanlage selbst verändert werden muss. Vorteilhaft ist insbesondere eine komplette Umgehung des Staureums, wenn der oberwasserseitige Ausstieg des Gerinnes in der Nähe oder oberhalb der Stauwurzel platziert werden kann. Durch diese Anordnung müssen aufsteigende Organismen nicht den Staubereich durchwandern, dessen Hydromorphologie sich weitgehend vom Leitbild bzw. der vorliegenden Fließgewässerzonierung unterscheidet und einen völlig veränderten Lebensraum darstellt. Von allen genannten Fischaufstiegsanlagen wird nur bei dieser Ausführung des Umgehungsgerinnes die ökologische Kontinuität des Fließgewässers wiederhergestellt.

Die Realisierbarkeit einer solchen weiträumigen Umgehung hängt von den Platzverhältnissen ab. Die Dimension des Umgehungsgerinnes muss in einem angemessenen Verhältnis zum Gewässer stehen (vgl. Kap. A.4.4).

Das Leitbild für die Gestaltung sind naturnahe Fließgewässer. Das Gefälle des Umgehungsgerinnes muss geringer als 1:100 gehalten werden, um bei einer

bachähnlichen Gestaltung ohne Störsteine die maximal zulässigen Fließgeschwindigkeiten nicht zu überschreiten und die erforderlichen Fließtiefen nicht zu unterschreiten. Die Fließgeschwindigkeit kann durch raue Gestaltung von Sohle und Ufer sowie durch Störkörper (Störsteine oder ingenieurbioologische Maßnahmen) reduziert werden. Es ist ein wechselndes Gewässerprofil mit ausreichenden Stillwasserbereichen und Unterständen zu gestalten. Je besser sich die Gestaltung des Umgehungsgerinnes dem natürlichen Vorbild annähert, desto mehr wird es von den Fischen auch als Lebensraum angenommen.

Vorteilhaft kann die Ausbildung eines etwas höheren Gefälles im Bereich des Einstiegs sein, um die Leitströmung und damit die Auffindbarkeit zu verbessern. Dabei können beckenartige Strukturen oder eine geeignete Anordnung von Störsteinen eingesetzt werden.



Abb. A.17: Umgehungsgerinne Beckinghausen (Lippe) ein Jahr nach der Inbetriebnahme

A.5.2 Raugerinne

Rampen und Gleiten

Rampen und Gleiten wurden zur Sohlenstabilisierung entwickelt. „*Im ursprünglichen Sinn haben sie folgende Aufgaben* (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2000):

- *Verringerung des mittleren Energieliniengefälles eines Fließgewässers durch lokale Energieumwandlung, um Sohleintiefungen im Gewässer zu vermeiden.*
- *Anhebung des Niedrigwasserstandes.*
- *Anhebung der Gewässersohle durch Anlandung im Oberwasserbereich bei bereits eingetieften Gewässern.“*

Nach DIN 4047, Teil 2 erfolgt die Einteilung nach dem Gefälle:

- Sohlenrampen: $I = 1:3$ bis $1:20$
- Sohlengleiten: $I = 1:20$ bis $1:30$

Raugerinne

Speziell für den Fischaufstieg ausgelegte Strukturen entsprechen nicht dieser Terminologie. Sie werden hier als Fischpassierbare Raugerinne bezeichnet. Damit wird bewusst keine Festlegung hinsichtlich des Gefälles vorgenommen, sondern dieses richtet sich ausschließlich nach dem physiologischen Leistungsvermögen der Fische und der entsprechenden hydraulischen Auslegung.

A.5.3 Hydraulische Bauformen von Fischpassierbaren Raugerinnen

Die Einteilung der Bauformen von Raugerinnen erfolgt nach den hydraulischen Mechanismen der Energiedissipation bei normalen Abflussverhältnissen:

- Flächige Raugerinne, deren Rauheitselemente im wesentlichen gleichmäßig über die Sohle verteilt sind. Der Abfluss erfolgt flächig über der Sohlenrauheit. Die erforderliche Fließtiefe wird weitgehend durch Überströmung der Rauheit erreicht.

- Raugerinne mit Störsteinen, bei denen die Fließtiefe in der Größenordnung der Höhe dieser solitären Rauheitselemente liegt. Der Abfluss erfolgt im Wesentlichen zwischen den Störsteinen. Es kann auch eine Überströmung auftreten.
- Raugerinne mit Beckenstrukturen, dessen Fließtiefe durch Barrieren oder Riegel bedingt ist. Der Abfluss erfolgt durch Öffnungen in den Barrieren. Die Riegel können auch überströmt werden.

Die Übergänge zwischen den Bauformen sind fließend.

Alle hydraulischen Bauformen von Raugerinnen können über die gesamte Gewässerbreite, über eine Teilbreite oder in einem Umgehungsgerinne realisiert werden. Es ist eine Kombination der Bautypen an einem Standort möglich, um die Fischaufstiegsanlage hydraulisch oder geometrisch für die Bedingungen des Standortes zu optimieren.

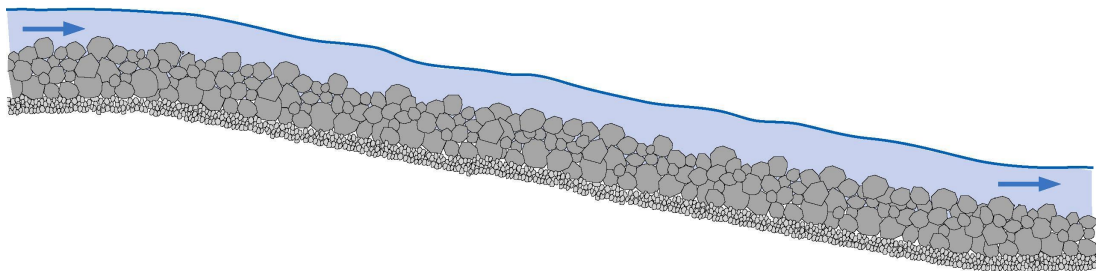


Abb. A.18: Flächiges Raugerinne

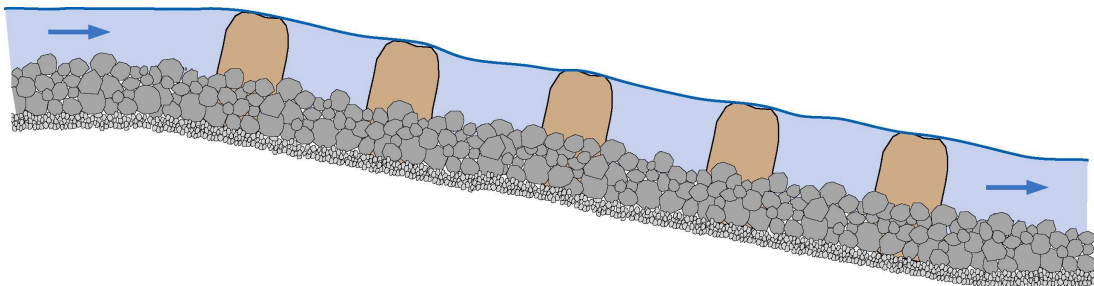


Abb. A.19: Raugerinne mit Störsteinen

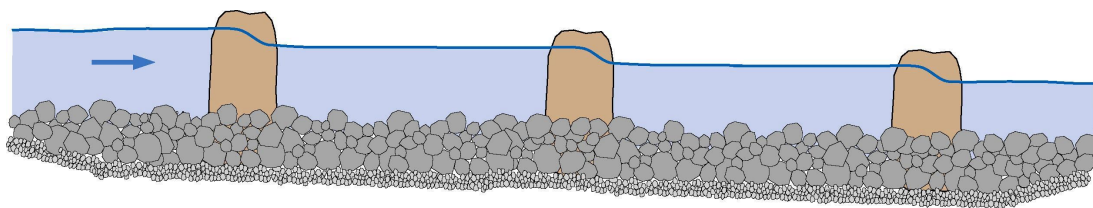


Abb. A.20: Raugerinne mit Beckenstruktur

A.5.4

Hydraulische und geometrische Anforderungen an Fischpassierbare
Raugerinne

Die hydraulischen und geometrischen Bedingungen müssen auch bei Fischpassierbaren Raugerinnen die Anforderungen der jeweiligen Fischfauna erfüllen. Dazu müssen Raugerinne den Bedingungen im jeweiligen Gewässer angepasst werden. So sind bei höheren Gefällen große Störsteine, Barrieren oder Riegel erforderlich, um die erforderlichen Wassertiefen zu gewährleisten. Bei sehr flachen Raugerinnen können dagegen die erforderlichen Fließtiefen mit geringeren, d.h. flächigen Rauheiten erreicht werden und es ergibt sich eine Annäherung an die Hydraulik von natürlichen Fließgewässern.

Flächige Raugerinne

Relevant für die geometrische Auslegung sind die Fließtiefe und die minimale Gerinnebreite an der Sohle. Die hydraulische Auslegung bezieht sich auf die Fließgeschwindigkeit (v_{wk}), die durch geeignete Wahl der Rauheit und des Gefälles beeinflusst werden kann. Die Bemessungswerte entsprechend Tab. A3 müssen im Wanderkorridor bei allen Abflussbedingungen zwischen Q30 und Q330 eingehalten werden. Die Erfahrung zeigt, dass dies nur bei sehr flachen Bauwerken gewährleistet werden kann. Daher wird die Eignung flächiger Raugerinne als Fischaufstiegsanlage heute kritischer beurteilt. Flächige Raugerinne in der typischen geschütteten Bauweise sollten daher allenfalls angewandt werden bei

- sehr kurzen Bauwerken
- mit profilierter Oberfläche und geschwungener Linienführung, um eine größere Geschwindigkeitsvarianz zu erzielen.

Raugerinne mit Störsteinen

Die Wanderung der Fische findet zwischen den Störsteinen statt, auch wenn diese bei höheren Abflüssen überströmt werden. Die geometrische Auslegung erfolgt hinsichtlich der lichten Abstände zwischen den Störsteinen und der Fließtiefe, um den Fischen ausreichend Platz für ihre Bewegungen sowie Ruhezonen zu bieten. Für den lichten Abstand zwischen den Störsteinen kann bei Steindurchmessern von 60 bis 80 cm angesetzt werden:

Lichter Abstand in Fließrichtung: $a_{x,licht} \geq \text{Länge der größten relevanten Fische}$

Quer zur Fließrichtung $a_{y,licht}$ sollten 90% dieses Wertes nicht unterschritten werden.

Die Engstellen sind wesentlicher Teil des Wanderkorridors, hier gilt es die maximale mittlere Geschwindigkeit im Wanderkorridor v_{wk} entsprechend Tab. A2 einzuhalten. Es ist anzumerken, dass die hydraulischen Bemessungswerte für Raugerinne mit Störsteinen in der aktuellen Diskussion noch nicht endgültig festgelegt sind. Möglicherweise können bei der Leistungsdichte um 25 bis 50% höhere Werte gegenüber Tab. A2 zugelassen werden.

Zur hydraulischen Berechnung von Raugerinnen mit Störsteinen liegt eine neue Veröffentlichung vor (KRÜGER & HEIMERL 2007). Die Anwendung dieses Verfahrens zeigt, dass bei den zu fordernden Steinabständen geringe Gefälle zur Gewährleistung der hydraulischen Parameter erforderlich sind und dass Raugerinne mit Störsteinen nur einen sehr eingeschränkten Anwendungsbereich besitzen.

Raugerinne mit Beckenstruktur

Für die Auslegung von Raugerinnen mit Beckenstruktur gelten grundsätzlich die Bemessungswerte für beckenartige Fischpässe für die jeweilige Fließgewässerzone bzw. Fischfauna. Insbesondere bei der Schlitzweite müssen die größeren baulichen und betrieblichen Abweichungen bei der Verwendung natürlicher Materialien berücksichtigt werden.

Den Fischen stehen in Raugerinnen mit Beckenstrukturen im Vergleich zu den anderen Raugerinnen mehr Ruhezeiten zur Verfügung: Die maximale Geschwindigkeit tritt in den Engstellen bzw. unterhalb der Engstelle auf. Es bildet sich ein Strömungsstrahl innerhalb des Beckenvolumens aus, in dem die Geschwindigkeit mit zunehmender Länge abgebaut wird. Außerhalb des Strahls herrschen bei richtiger Dimensionierung des Beckens erheblich niedrigere Geschwindigkeiten. Die Strömungsbedingungen, insbesondere die räumliche Verteilung hoher und niedriger Fließgeschwindigkeiten, unterscheiden sich daher von Raugerinnen ohne Beckenstruktur. Durch die zwischen den Becken angeordneten Barrieren können auch bei Verwendung natürlicher Materialien große Wassertiefen erreicht werden.

Raugerinne mit Beckenstruktur gelten heute als bevorzugte Bauform. In den Becken können ausreichend große Wassertiefen und dadurch geringe Leistungsdichten realisiert werden, so dass die Bemessungswerte sicher eingehalten werden können. Die Becken bieten den Fischen Ruhemöglichkeiten, so dass eine hohe Schwimmleistung nur zur Passage der Engstellen zwischen den Becken erforderlich ist. Auf diese Weise werden beckenartige Raugerinnen den physiologischen Anforderungen besser gerecht als die anderen Bauformen (bei gleichem Gefälle des Fischpasses). Wichtig ist, dass die Schlitzweiten ausreichend groß dimensioniert werden, um einer Verklausung durch Treibgut vorzubeugen.



Abb. A.21: Raugerinne mit Beckenstruktur im Bau- Riegel aus großen Wasserbausteinen, raue Sohle mit filterstabilem Aufbau (Betzdorf/Sieg, Rheinland-Pfalz).

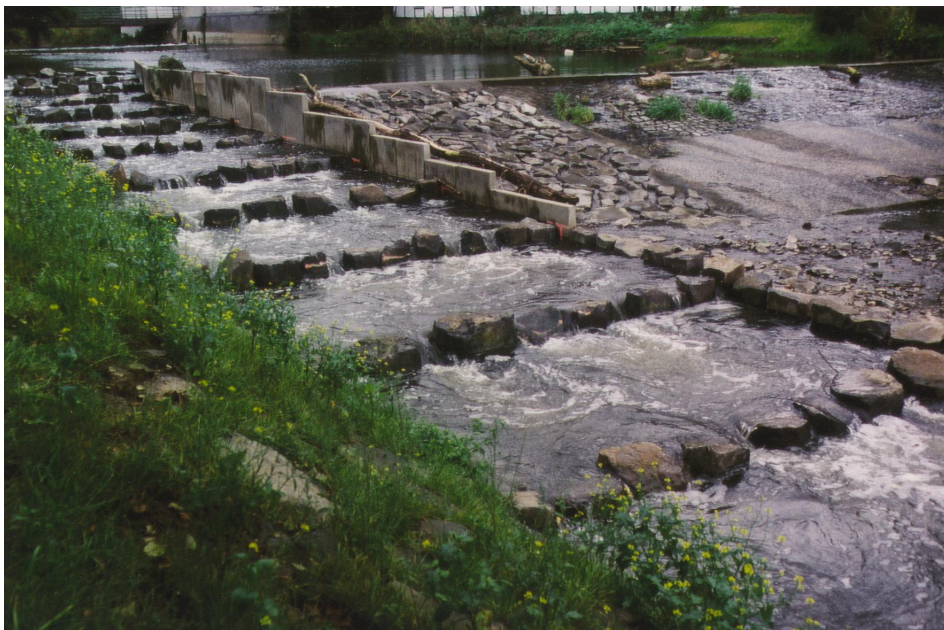


Abb. A.22: Raugerinne-Beckenpass Betzdorf (Betzdorf/Sieg, Rheinland-Pfalz) im Betrieb ($Q = 500 \text{ l/s}$). Der unterwasserseitige Einstieg wurde möglichst nahe an den Wehrfuß gelegt und der Fischpass mit einer Trennwand in Richtung Oberwasser verschoben. Im Bild wird der gesamte Abfluss durch den Fischpass geleitet. Bei höheren Abflüssen wird das Wehr überströmt und der Unterwasserspiegel steigt an, wodurch der Einstiegspunkt in den Fischpass zum Wehrfuß hin verschoben wird.

A.5.5

Anordnung von Fischpassierbaren Raugerinnen

Beim Einsatz von Raugerinnen als fischpassierbare Bauwerke ist zu unterscheiden zwischen

- gewässerbreiten Raugerinnen in Form von rauen Gleiten, mit denen ein Höhenunterschied in der Gewässersohle überwunden wird, und
- dem Umbau bestehender Querbauwerke durch Überschüttung. Dazu können die Wehrkrone teilweise abgesenkt und nicht mehr erforderlicher Wehrverschlüsse entfernt werden.

Bei gewässerbreiten Raugerinnen wirkt der gesamte Abfluss als Leitströmung, so dass die großräumige Auffindbarkeit in der Regel gegeben ist. Daher gilt die Umgestaltung von Gefällestufen in gewässerbreite Raugerinne als die bevorzugte Variante gegenüber allen Lösungen, die nur einen Teil des Abflusses nutzen und deren Auffindbarkeit immer eine gewisse Problematik aufweist.

Raugerinnen können auf einer Teilbreite des Querbauwerks und damit des Gewässers errichtet werden, wenn aus technischen oder ökonomischen Gründen die Errichtung eines gewässerbreiten Raugerinnes nicht möglich ist. Die Breite des Raugerinnes richtet sich nach dem zur Verfügung stehenden Abfluss; sie sollte die jeweilige Bemessungsbreite nicht unterschreiten.

Für die Anordnung teilbreiter Raugerinnen gelten die grundsätzlichen Aussagen zur kleinräumigen Auffindbarkeit in Kap. A.4.2 und A.4.5.



Abb. A.23 Fischaufstiegsanlage (Buisdorf /Sieg, NRW) Raugerinne mit einer Mischung aus Querriegeln und Störsteinen und seitlicher Verschneidung, die jedoch nicht gut passierbar war. Daher wurde in diesem Bereich ein Vertical-Slot-Pass zusätzlich eingebaut (Quelle: Städler).



Abb. A.24 Fischaufstiegsanlage (Buisdorf/Sieg, NRW), nachträglich installierter Vertical Slot Pass in der seitlichen Verschneidung (Quelle: Nemitz).

A.5.6

Optimierung durch Kombination von Bautypen

Auch Raugerinne müssen im Abflussbereich Q_{30} bis Q_{330} funktionsfähig sein. Zur Verbesserung der Passierbarkeit können die unterschiedlichen Bautypen in einem Bauwerk kombiniert werden. Der Grundgedanke besteht darin, für bestimmte Abflüsse jeweils einen passenden Bautyp zu aktivieren, so dass die Passierbarkeit über den gesamten jährlichen Abflussbereich sicher gestellt ist.

Bei Raugerinnen mit Störsteinen und flächigen Raugerinnen stellt sich bei kleinen Abflüssen häufig nur eine geringe Fließtiefe ein. Eine Verbesserung ist durch eine Profilierung des Raugerinnes möglich. Kann die erforderliche Fließtiefe mit dieser Maßnahme im Abflussbereich Q_{30} bis Q_{330} nicht sicherstellt werden, so bietet eine Teilung des Raugerinnes in zwei hydraulisch unterschiedliche Bereiche an (DUMONT 2004). Dabei wird in einem Teilbereich eine Aufstiegsrinne mit größerer Wassertiefe vorgesehen. Diese Aufstiegsrinne kann mit Störsteinen oder Beckenstrukturen versehen werden. Die verbleibende Breite wird als flächiges Raugerinne ausgebildet. Die Passierbarkeit wird durch eine Differenzierung der hydraulischen Verhältnisse über den vollen Abflussbereich sichergestellt:

- Bis zu einem bestimmten Abfluss im Gewässer bzw. über das Bauwerk ist die Aufstiegsrinne der alleinige Wanderkorridor, während das flächige Raugerinne nicht oder nur schwach überströmt ist. An Standorten ohne Ausleitung ist anzustreben, dass ein möglichst großer Abflussanteil (möglichst $\geq MQ$) durch die Rinne geleitet wird. Bei Ausleitungsstrecken muss sich die Dimensionierung der Aufstiegsrinne zunächst am Mindestabfluss orientieren.
- Bei steigendem Abfluss wird die Aufstiegsrinne nicht überlastet, da das flächige Raugerinne zunehmend überströmt wird und einen bestimmten Anteil des Abflusses abführt. Die Aufstiegsrinne ist hydraulisch so auszulegen, dass sie solange funktionsfähig ist, bis das flächige Raugerinne passierbar ist.
- Im Unterschied zum geteilten Raugerinne werden zu klein dimensionierte Niedrigabflussrinnen bei steigendem Abfluss schnell hydraulisch überlastet (Geschwindigkeit, Absturzhöhe, Energiedissipation), so dass sie nicht mehr passierbar sind. Gleichzeitig ist häufig die Fließtiefe auf dem übrigen Raugerinne für den Fischaufstieg noch nicht ausreichend, so dass die gesamte Anlage unpassierbar wird. Diese Problematik besteht verschärft an Ausleitungswehren mit einem sehr geringen Mindestabfluss.

Die Auslegung eines funktionsfähigen geteilten Raugerinnes erfordert eine sorgfältige hydraulische Berechnung über den gesamten Abflussbereich von Q_{30} bis Q_{330} .

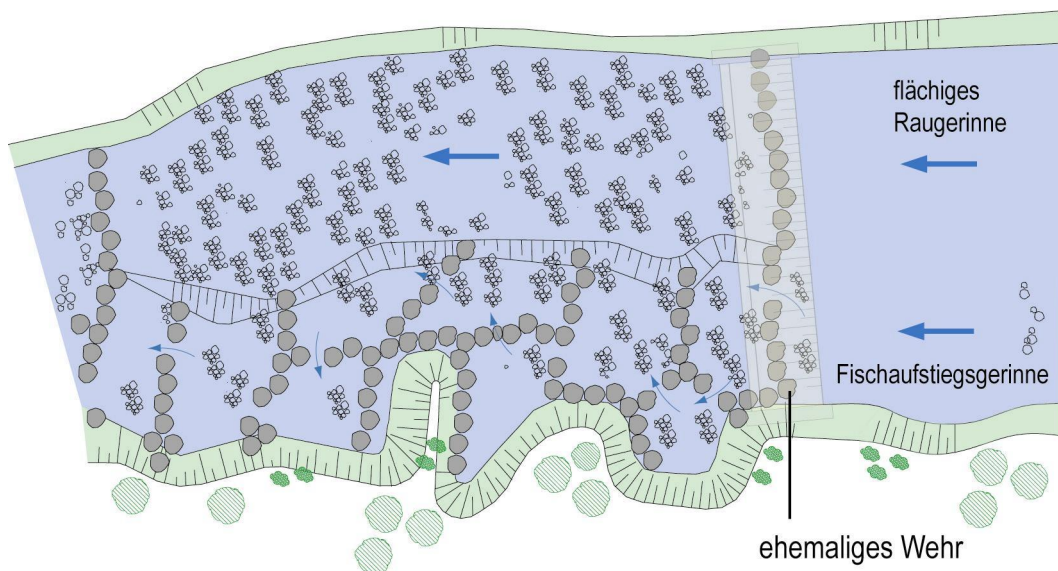


Abb. A.25: Geteiltes Raugerinne mit Beckenstruktur und flächigem Gerinne (Elbbach, Hessen).



Abb. A.26: Geteiltes Raugerinne mit Beckenstruktur und flächigem Gerinne (Hasel, Thüringen), rechts im Bild ist die Beckenstruktur zu erkennen.



Abb. A.27: Geteiltes Raugerinne (Enz, Rheinland – Pfalz).

A.6

Technische Fischaufstiegsanlagen

A.6.1

Beckenpass

Der Beckenpass ist bei bestehenden Anlagen häufig anzutreffen. Er besteht aus einer (Beton-)Rinne, die durch eingebaute Zwischenwände in Becken aufgeteilt ist. Die Zwischenwände besitzen Schlupflöcher und teilweise Kronenausschnitte, über die das Wasser abgeführt wird und die Fische aufsteigen können. In diesen Öffnungen treten höhere Fließgeschwindigkeiten auf, während die Becken Ruhemöglichkeiten bieten. Die Sohle muss durchgehend rau ausgeführt werden. Beckenpässe gewährleisten bei richtiger Auslegung den Fischaufstieg, jedoch sind die Schlupflöcher empfindlich gegen Verstopfung durch Geschwemmsel. Insbesondere aus diesem Grund sind sie nicht uneingeschränkt zu empfehlen. Stattdessen werden heute bevorzugt Schlitzpässe errichtet.

A.6.2

Vertical-Slot-Pass

Der Vertical-Slot- oder Schlitz-Pass ist ein Beckenpass, dessen Trennwände ein oder zwei vertikale Schlitze aufweisen. Durch die Ausbildung dieser Schlitze stellt sich eine mäandrierende Strömung ein, die den Fischen eine gute Orientierung erlaubt, dennoch aber Ruhebereiche in den Becken bietet.

Eine durchgehend raue Sohle sorgt für niedrige Geschwindigkeiten im Sohlbereich.

Die Dimensionen des Vertical-Slot-Passes sind nicht frei wählbar, sondern orientieren sich an hydraulischen Versuchen (vgl. DVWK 1996). Nur so ist die Ausbildung der typischen Strömungsverhältnisse gewährleistet. Zur Vermeidung eines Wechselsprungs sind bestimmte Becken- und Schlitztiefen erforderlich, die in Tab. A.3 Seite A - 50 gesondert aufgeführt sind. Vorteilhaft gegenüber dem Beckenpass sind die bessere Verträglichkeit für schwankende Oberwasserspiegel und die geringere Verstopfungsgefahr der Schlitze.

Schlitzpässe können in gestreckter Linienführung, aber auch gewendet ausgeführt werden. In den abwinkelnden Becken ist dabei besonderes auf die korrekte

Ausbildung des Strömungsbildes zu achten, ggf. sind diese Becken größer zu dimensionieren.

Darüber hinaus ist es möglich, Schlitzpässe mit versetzten Becken auszuführen, wodurch eine platzsparende Bauweise erreicht wird (Abb. A.28 und Abb. A.29).



Abb. A.28: Links: Vertical-Slot-Pass Klinkelsche Mühle in Gießen (Hessen).
Rechts: Vertical-Slot-Pass Hohmühle (Hessen).



Abb. A.29: Kompakte Ausführung eines Schlitzpass ähnlichen Beckenpasses. Die hydraulische Berechnung kann nicht standardmäßig erfolgen (Heiligenrode, Brandenburg).

A.6.3 Denil-Pass

Der Denil-Pass oder Gegenstrom-Pass besteht aus einer geradlinigen Rinne, in der in kurzen Abständen gegen die Fließrichtung geneigte Lamellen eingebaut sind. Durch Ausschnitte in diesen Lamellen strömt das Wasser und die seitlich erzwungene Rückströmung bewirkt eine hohe Energiedissipation. Dadurch bildet sich im unteren Bereich der Lamellen eine relativ niedrige Geschwindigkeit, obwohl der Denil-Pass mit vergleichsweise hohem Gefälle arbeitet.

Der Denil-Pass ist nur für Fische mit sehr guten Schwimmleistungen geeignet. Die Gestaltung und Einschränkungen der Passierbarkeit werden in DWA 2010 ausführlich dargestellt. Es besteht keine Möglichkeit raues Sohlsubstrat einzubauen: Kleinlebewesen können daher nicht aufsteigen. Daher wirkt er selektiv und sollte allenfalls in begründeten Ausnahmefällen (z.B. als Ergänzung zu einem Haupt-Fischweg) verwendet werden.



Abb. A.30: Denil-Pass am Kraftwerk Unkelmühle (Sieg, NRW) als Ergänzung zu der naturnahen Fischaufstiegsanlage am Wehr.

A.6.4

Fischaufzug und Fischschleuse

Die Bauformen Fischschleuse und Fischaufzug werden in der Regel nur an Querbauwerken mit besonderen Bedingungen (z. B. großer Höhenunterschied) eingesetzt und weisen durch den intermittierenden Betrieb Nachteile hinsichtlich der Akzeptanz durch einige Fischarten (vor allem bei Meerforellen) auf. Daher müssen im Einstiegsbereich aufwendige Vorkehrungen wie z. B. ein vorgeschalteter Fischpass oder ein verfahrbares Gittertor getroffen werden, um ein Entkommen der Fische zurück in das Unterwasser zu verhindern. Diese Bauarten sollten daher nur dort eingesetzt werden, wo aufgrund der topographischen Verhältnisse der Bau eines kontinuierlichen Fischpasses nicht möglich ist. Bei korrekter Positionierung und Detailgestaltung können Fischaufzüge und -schleusen eine hohe Effektivität erreichen.



Abb. A.31: Fischaufzug in Frankreich, rechts Fischkorb.



Abb. A.32: Unterwasserseitige Ansicht einer im Bau befindlichen Wasserkraftanlage an der Sieg (Rheinland-Pfalz, 1985). Rechts ist neben dem Saugrohraustritt der Einstieg in die Fischschleuse erkennbar. Die Schleuse ist parallel zum Krafthaus angeordnet und mündet in den Oberwasserkanal. Funktionskontrollen zu dieser Anlage liegen bisher nicht vor.

A.7

Hydraulische und geometrische Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen

Die Dimensionierung der Anlagen richtet sich nach den für den jeweiligen Gewässerabschnitt festgelegten Zielarten. Fischaufstiegsanlagen sind in der Regel so anzulegen, dass die Funktionsfähigkeit an mindestens 300 Tagen pro Jahr gewährleistet ist, d.h. die hydraulischen und die geometrischen Grenzwerte müssen im Bereich von Q_{30} bis Q_{330} eingehalten werden.

In Kap. A.3.2 wurden Ansätze zur hydraulischen Charakterisierung der Fließgewässerzonen vorgestellt. Deutlich wird, dass die typischen Geschwindigkeiten und spezifischen Energiedissipationen mit sinkendem Sohlengefälle von der Quelle zur Mündung abnehmen. Dies ist bei den hydraulischen Grenzwerten zu berücksichtigen, wenn eine Selektivität des Fischaufstiegs vermieden werden soll. Tab. A.2 versucht, diesen notwendigen Anpassungen der hydraulischen Grenzwerte an die Fließgewässerzonierung gerecht zu werden.

Die hydraulischen Berechnungsverfahren für Fischaufstiegsanlagen sind mit entsprechenden Beispielen in DVWK (1996) beschrieben. Dazu ist anzumerken, dass die dort genannten Poleni-Überfallbeiwerte μ die tatsächlichen Verhältnisse häufig nicht korrekt beschreiben und ggf. höher anzusetzen sind. Dies gilt insbesondere auch für die C_w -Werte bei der Berechnung von Rampen mit Störkörpern. Eine Überarbeitung des DVWK-Merkblattes „Fischaufstiegsanlagen“ ist in Arbeit.

Die geometrischen Grenzwerte können nicht an den Fließgewässerzonen orientiert werden, da das Artenspektrum in Abhängigkeit von der Gewässergröße oder vom Gewässertyp abweichend ausgebildet sein kann. Beispielsweise sind in kleinen Flachlandgewässern, die zur Brassenregion gehören, die Begleitarten mit kleiner Körpergröße vertreten, während die großen (Leit-)Arten fehlen. Daher werden die geometrischen Bemessungswerte in Tab. A.3 für Artengruppen formuliert (vgl. auch DVWK 1996).

In abflussarmen Gewässern insbesondere der Forellenregion besteht die Möglichkeit, dass die genannten geometrischen Dimensionen nicht realisierbar sind. In derartigen Fällen richtet sich die Dimensionierung nach der Anmerkung (3) in Tab. A.3 und der für die Ausleitungsstrecke erforderlichen Mindestfließtiefe. Falls auch damit die Funktionsfähigkeit für Q_{30} bis Q_{330} nicht erreicht werden kann, ist dies darzulegen und ggf. ein Fischpass mit einer kleineren jährlichen

Betriebszeit zu konzipieren. Die fischökologischen Konsequenzen sind zu untersuchen.

A.7.1 Raue Sohle

Grundsätzlich müssen Fischaufstiegsanlagen gleich welcher Bauart mit einer durchgehenden rauen Sohle ausgerüstet werden. Einerseits wird dadurch die Wanderung des Makrozoobenthos sicher gestellt. Andererseits wird die Geschwindigkeit im Bereich der Rauigkeit erheblich reduziert, so dass bodenorientierte Klein- bzw. Jungfische die Engstellen überwinden können. Die Rauigkeit ist so zu bemessen, dass ein ausreichend großes Wasservolumen mit niedriger Geschwindigkeit entsteht. In der Regel sollte die Rauigkeit (d. h. die Höhe der über eine mehr oder weniger geschlossenen Sohle herausragenden Steine) mindestens 10 - 15 cm betragen, was durch eine entsprechende Auswahl des Sohlenmaterials erreicht werden kann. Die Rauigkeit muss die Sohle der Fischaufstiegsanlage durchgehend – auch im Bereich der Schlitz- oder Schlupflöcher – bedecken. Diese Engstellen dürfen nicht mit den Sohlen-Störsteinen verschlossen werden, da andernfalls die Wanderung von Kleinfischen und Makrozoobenthos behindert wird (Abb. A.33). Die Bemessung des Sohlenaufbaus muss neben den biologischen Anforderungen auch die Standsicherheit insbesondere in den Bereichen mit hohen Geschwindigkeiten und ggf. bei Hochwasserabfluss gewährleisten.

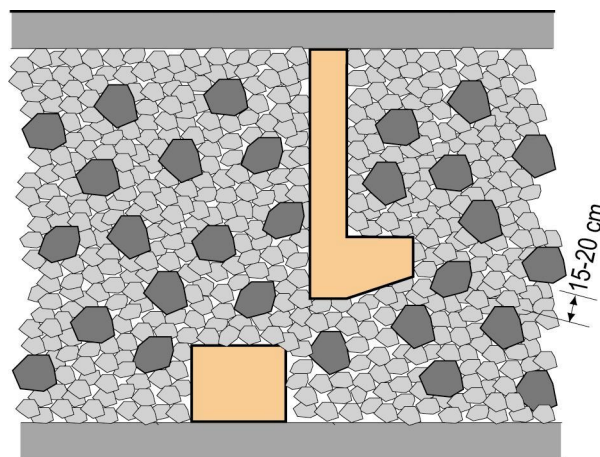


Abb. A.33: Die fischbiologisch richtige Anordnung der Sohlen-Störsteine ist wichtig für die Passierbarkeit der Engstellen durch Kleinfische.

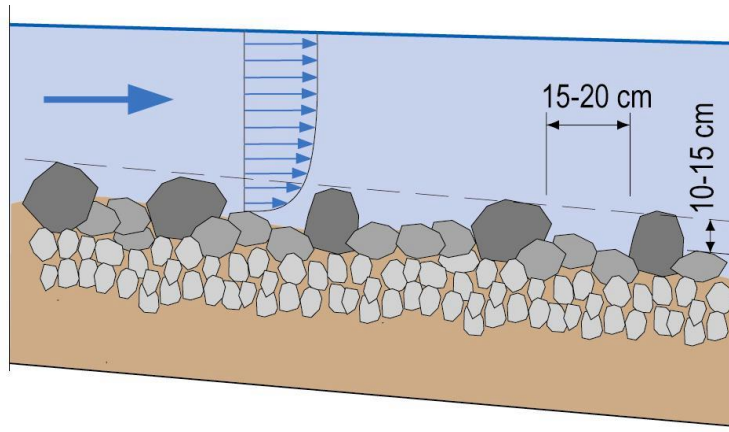


Abb. A.34: Die Fließgeschwindigkeit wird im Bereich der Rauigkeit stark reduziert. Dadurch wird die Wanderung von Kleinfischen und Makrozoobenthos erleichtert.



Abb. A.35: Gestaltung der rauen Sohle innerhalb eines mit Steinblöcken begrenzten Beckens während der Bauzeit.

Tab. A.2: Hydraulische Bemessungswerte für beckenartige Fischpässe sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen

Fließgewässer- zone (1)	$\Delta h_{\max}$ planerischer max. Absturz (2)	V_B maximale mittlere Geschwindigkeit im Becken	V_{WK} maximale mittlere Geschwindigkeit im Wanderkorridor (3)	Leitströmung bei MQ		Max. Leistungsdichte in das Wasservolumen des Fischpasses (Becken, Wanderkorridor) P	Max. Leitungsdichte im Wasservolumen des Ruhebeckens
				$V_{\min}$	$V_{\max}$		
	[m]	[m/s]	[m/s]	[m/s]	[m/s]	[W/m ³]	[W/m ³]
Epi-Rhithral	0,20	0,5	1,0	0,3	2,0	200	50
Meta-Rhithral	0,18	0,5	1,0	0,3	1,9	200	50
Hypo-Rhithral	0,15	0,5	0,9	0,3	1,7	200	50
Epi-Potamal	0,13	0,5	0,8	0,3	1,6	150	50
Meta-Potamal	0,10	0,5	0,7	0,3	1,4	125	50
Hypo-Potamal	0,09	0,5	0,6	0,3	1,3	100	50

- (1) Einteilung des Längsverlaufs der Fließgewässer in Zonen (Regionen) anhand Gefälle und Breite. Jede Region wird von einer typischen Fischartengemeinschaft besiedelt, die durch eine Leitfischart charakterisiert wird..
- (2) Die Fischaufstiegsanlage ist planerisch auf einen gleichmäßigen Absturz $\leq \Delta h_{\max}$ an allen Barrieren auszulegen. Ausführungstoleranzen sind nur in sehr begrenztem Maß an wenigen Schwellen zulässig.
- (3) Gilt für Umgehungsgerinne und Rampen. Der Wanderkorridor ist der Bereich der Hauptströmung. Zusätzlich müssen ausreichende Bereiche mit niedrigerer Geschwindigkeit vorhanden sein, die die maximale mittlere Geschwindigkeit V_B unterschreitet

Tab. A.3: Geometrische Bemessungswerte für beckenartige Fischpässe sowie für die Wanderkorridore von Rampen und Umgehungsgerinnen

Relevante Fischarten	Dimension der Becken bzw. der Wasserkörper bei Q_{30} (lichte Abmessungen)				Minimale Schlitzweite für mindestens einen Schlitz pro Riegel, für technische bzw. naturnahe Bauweisen		Orientierungswert für den typischen kleinsten Abfluss im Fischpass aus hydraulischer Rechnung ohne Berücksichtigung der Leitwirkung (3)	
	min. Wassertiefe unterhalb Trennwand	min.Schlitztiefe (gilt nur für (1))	min. lichte Länge	min. lichte Breite	technische Bauweise	naturnahe Bauweise	technische Bauweise $Q_{Faa, \min}$	naturnahe Bauweise $Q_{Faa, \min}$
	h_u [m] (2)	t_s , min [m] (2)	L [m]	b [m]	s [m]	s [m]	[m³/s]	[m³/s]
Bachforelle	0,4	0,2	1,5 – 1,9	1,0 - 1,2	0,15	0,2-0,4	0,1	0,2
Äsche, Döbel, Plötze, Hasel	0,45	0,2	2,0	1,4	0,17 – 0,3	0,4-0,6	0,15 – 0,25	0,35
Barbe, Brasse, Zander, Hecht, Lachs, Meerforelle, Huchen	0,5	0,3	2,8 – 4,0	1,8 – 3,0	0,3 – 0,6	0,6	0,4 – 1,0	0,5-0,55
Stör	0,8-1,0		5,0	3,0	0,8	0,8	0,7-1,5	1,2-2,0

Die angegebenen Abmessungen sind Mindestmaße. Ein hydraulischer Nachweis ist auf jeden Fall zu führen. h_u gilt auch als min. Fließtiefe in Rampen und Umgehungsgerinnen.

- (1) In sehr kleinen Fließgewässern und/ oder bei sehr schwankenden Abflüssen kann die Schlitzhöhe naturnaher Fischaufstiegsanlagen durch eine Anhebung der Sohle in den Schlitzten auf t_s , min verringert werden. Falls in diesen Fällen die Funktionsfähigkeit wegen eines zu geringen Betriebsabflusses selbst mit dem verringerten Schlitzhöhen bei Q_{30} nicht erreicht werden kann, muss die realisierbare jährliche Betriebszeit ausgewiesen werden. Eine Entscheidung über die Realisierbarkeit der FAA muss durch eine entsprechende fischökologische Bewertung getroffen werden.
- (2) Bei sehr flachen Rampen ($\ll 1:40$) und Umgehungsgerinnen, die sich der Morphologie der natürlichen Gewässersohle annähern, gelten die Werte h_u und t_s als Minimalwerte für die Wassertiefen in den Pool-Riffle-Strukturen. Die max. Energiedissipationen nach Tab. A.2 sind immer einzuhalten.
- (3) Die hier angegebenen minimalen Abflüsse dienen lediglich zur Veranschaulichung der kleinsten Auslegung. Es ist zu betonen, dass alle hydraulischen und geometrischen Dimensionen eingehalten werden müssen. Eine Abweichung ist nur bei (3) sinnvoll.

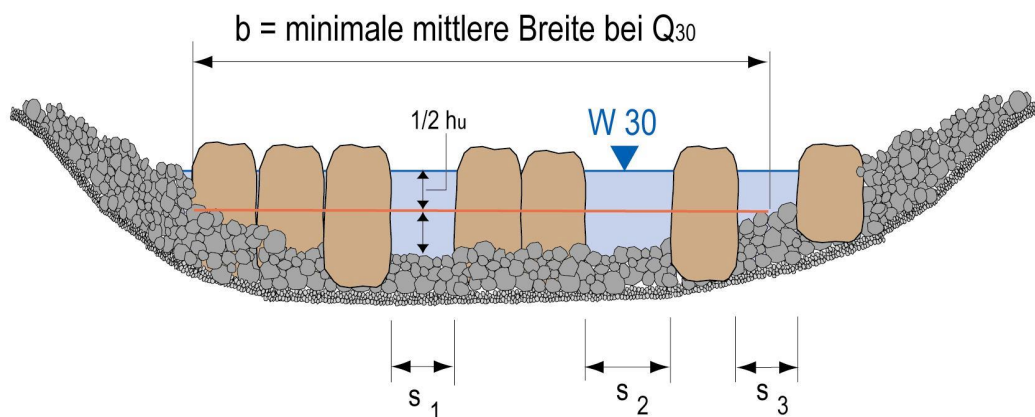
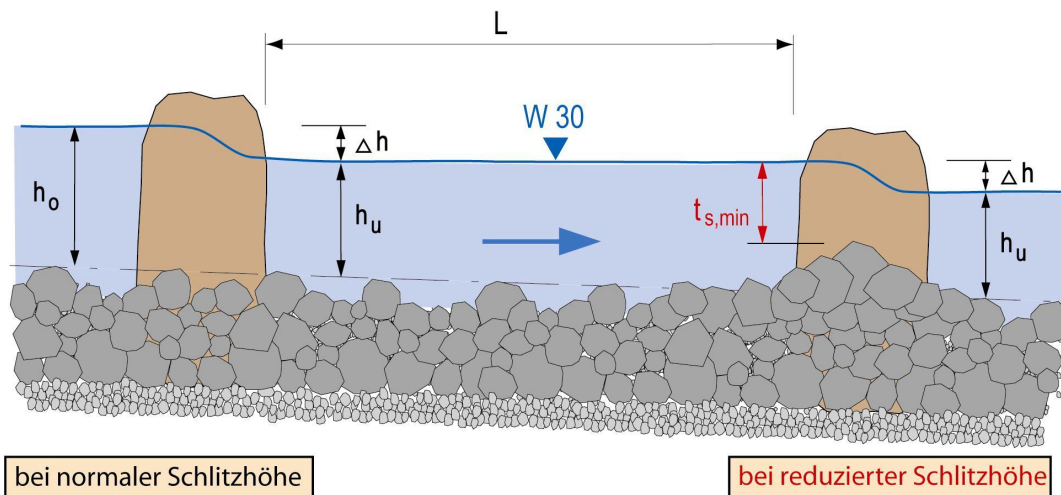


Abb. A.36: Definition der geometrischen Kennwerte einer Fischaufstiegsanlage

Erläuterungen zu Tab. A.2 und Tab. A.3:

- Bemessungswerte und Grenzwerte

Die Tabellen nennen Bemessungswerte zur Auslegung von Fischaufstiegsanlagen. Diese müssen der planerischen Auslegung zugrunde gelegt werden. Die Bemessungswerte sind so gewählt, dass die biologischen Grenzwerte bei geringfügigen Abweichungen im Bau und im Betrieb (z.B. durch partielle Verklausung) nicht über- bzw. unterschritten werden. Bei Über- bzw. Unterschreitung der Grenzwerte ist ein Versagen der Fischaufstiegsanlage zu erwarten.

- Max. Geschwindigkeit $v_{\max}$

Diese tritt in den Engstellen auf und hängt nur von der Wasserspiegeldifferenz Δh ab.

Es gilt:
$$v_{\max} = \sqrt{2 \cdot g \cdot \Delta h}$$

Die Einhaltung dieser Grenzwerte muss für die Abflüsse Q_{30} und Q_{330} nachgewiesen werden.

- Max. Wasserspiegeldifferenz an Engstellen $\Delta h_{\max}$

In technischen Fischpässen können berechnete Werte gut realisiert werden. In naturnahen Fischaufstiegsanlagen tritt wegen der Ungleichförmigkeit der Baustoffe eine mehr oder weniger große Streuung auf. Dies sollte bei der Auslegung naturnaher Fischaufstiegsanlagen berücksichtigt werden.

- Mindestwassertiefe $h_{u,\min}$

Die kleinste Wassertiefe im Becken, unmittelbar unterhalb der Trennwand zum oberhalb liegenden Becken; Abstand Wasserspiegel bei Q_{30} bis Oberkante der Rauigkeit in der Sohle (Abb. A.30).

- Leistungsdichte

Die Leistungsdichte wird berechnet durch:

$$p = Q \times g \times \Delta h / V$$

Mit:

- Q = Abfluss im Becken bzw. dem untersuchten Abschnitt der Fischaufstiegsanlage
- g = Erdbeschleunigung (9,81 m/s²)
- Δh = Absturzhöhe von Becken zu Becken
- V = Netto-Wasservolumen im Becken
(mittlere Wassertiefe h_m oberhalb der Rauigkeit x Nettobreite x Nettolänge)

Die Bemessungswerte wurden der Fließgewässerzonierung angepasst. Damit kann berücksichtigt werden, dass z. B. LARINIER (1995) für Hecht und Zander, typische Begleitarten der Barben-, Brassen- und Kaulbarsch-Flunder-Region, nur eine maximale Leistungsdichte von 100 W/m^3 für zulässig hält.

Wichtig ist, dass unterschieden wird zwischen der Leistungsdichte bei Q_{30} und bei Q_{330} : der maximale Wert darf nur während der vergleichsweise kurzen Zeit mit hohem Abfluss erreicht werden. Dies ist rechnerisch nachzuweisen.

- Geometrische Dimensionen

Die mindestens einzuhaltenden geometrischen Dimensionen müssen sich an der Größe der Fische orientieren. Das gilt für Breite, Länge, Tiefe und die Durchlass- bzw. Schlitzweite der Fischaufstiegsanlage. Die Schlitzweiten gelten auch für naturnahe Fischaufstiege: wenigstens ein Durchlass pro Schwelle muss die geforderte Mindestweite aufweisen. Die relevanten Dimensionen sind in Abb. A.36 dargestellt.

Die für Breite und Länge genannten Werte beziehen sich auf typische technische Fischaufstiegsanlagen. Sie stellen auch für naturnahe Fischaufstiegsanlagen Anhaltswerte dar, auch wenn die Beckenform abweichen kann.

- Geometrische Dimensionierung in abflussschwachen Gewässern

Wenn in kleinen Gewässern der natürliche Abfluss nicht ausreicht, um die hydraulischen und geometrischen Grenzwerte einzuhalten, so muss die Dimensionierung den hydrologischen Verhältnissen angepasst werden (Anmerkung (1) zu Tab. A.3). Die Abweichung ist in jedem Fall zu begründen. Die Bedürfnisse der potenziell natürlichen Fischfauna sind bestmöglich zu berücksichtigen. Ggf. kann eine Einschränkung der jährlichen Betriebszeit hingenommen werden, wenn die Durchgängigkeit des Gewässers ebenfalls nicht über 300 Tage gegeben ist. Falls an derartigen Standorten eine Wasserkraftnutzung besteht, ist zu prüfen, ob durch Rückbau der Anlage eine wesentliche Verbesserung der Durchgängigkeit erreicht werden kann.

- Geometrische Dimensionierung in großen Gewässern

Die angegebenen geometrischen Grenzwerte sind Mindestabmessungen, die bei großen Fließgewässern häufig nicht ausreichen, um einen angemessenen Wanderkorridor herzustellen. Bisher ist kein exakter Ansatz für die Anpassung der Dimensionen einer Fischaufstiegsanlage an die Größe des Ge-

wässers bekannt. Dennoch ist es zwingend erforderlich, die geometrischen Dimensionen an der fischökologischen Bedeutung des Standortes zu orientieren. Insbesondere ist auch die Auffindbarkeit sorgfältig zu untersuchen, denn diese hängt entscheidend von der Leitströmung ab. Sie kann durch eine Wasserkraftanlage ggf. verbessert werden, wenn diese einen großen Abflussanteil nutzt.

- Hydraulische Berechnung naturnaher Fischaufstiegsanlagen

Die hydraulische Berechnung von naturnahen Bauweisen ist mit den in DVWK (1996) genannten Verfahren weitgehend möglich und daher immer zu fordern. Die geometrischen Dimensionen lassen sich jedoch wegen der Natursteine nicht exakt sondern nur annähernd verwirklichen. Daher ist immer eine qualifizierte örtliche Bauleitung und die Durchführung von Probe-läufen mit Korrektur von abweichenden Bereichen erforderlich. Insbesondere bei naturnahen Bauweisen muss die Einhaltung der Bemessungswerte entsprechend den Tab. A.2 und Tab. A.3 durch Messungen bei der Abnahme des Bauwerks nachgewiesen werden.

- Absperrmöglichkeit

Für die Wartung sollten am Ausstieg Absperrmöglichkeiten vorgesehen werden (z.B. U-Schienen für Dammbalkenverschlüsse). Für die Durchführung von Funktionskontrollen müssen Reusen oder Netze im letzten Becken oder oberhalb des Ausstiegs eingebaut werden können. Dafür sind konstruktive Vorkehrungen zu treffen, die ein einfaches und kostengünstiges Verfahren ermöglichen.

- Qualitätssicherung

Die Erfahrung zeigt, dass eine umfassende Qualitätssicherung von Fischaufstiegsanlagen während der Planungsphase und beim Bau unverzichtbar ist. Fehler bei der hydraulischen und geometrischen Bemessung und insbesondere bei der Anordnung können in der Regel nach Fertigstellung des Bauwerks nicht mehr korrigiert werden.

Angesichts der großen Zahl der Querbauwerke, die in Zukunft durchgängig gestaltet werden müssen und des hohen Investitionsbedarfs ist zu prüfen, wie eine umfassende Qualitätssicherung (von der Planung bis zur Wartung und zur Funktionskontrolle) installiert werden kann.

Jede Fischaufstiegsanlage muss nach Abschluss der Baumaßnahme hinsichtlich der geometrischen und hydraulischen Bedingungen ordnungsgemäß durch die Fachbehörde abgenommen werden. Zumindest bei Zweifeln an der Auffindbarkeit und/oder Passierbarkeit sind fischbiologische Funktionskontrollen erforderlich. Weiterhin erscheint ein Controlling der installierten Fischaufstiegsanlagen notwendig, um die bei jeder Bauart unerlässlichen Unterhaltungsarbeiten und die Einhaltung der geforderten Betriebsbedingungen sicherzustellen.

- Wartung der Anlagen

Es kann häufig nicht verhindert werden, dass Geschwemmsel in die Fischaufstiegsanlage gelangt und dort Schlitze und Öffnungen verlegt. Die Gefahr des Geschwemmselintrags hängt entscheidend von der Position der Anlage im Gewässer ab. Dies ist bei der Planung zu berücksichtigen.

Die Hydraulik kann durch Geschwemmsel massiv verändert werden, so dass die Fischaufstiegsanlage nicht mehr passierbar ist. Beckenartige Konstruktionen sind diesbezüglich anfälliger als Rampen. Sehr flache Rampen sind vorteilhaft hinsichtlich der Verklausungsgefahr, insbesondere dann, wenn die Riegelstrukturen weitgehend überströmt werden.

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass die Schlitzweiten wegen der Verlegungsgefahr nicht zu klein angelegt werden sollen.

Fischaufstiegsanlagen müssen wie alle Bauwerke regelmäßig gewartet werden. Dazu muss die Unterhaltungspflicht rechtlich eindeutig geregelt werden.

- Prüfbogen für Fischaufstiegsanlagen

Der Prüfbogen (Tab. A.4) enthält alle wesentlichen hydrologischen, geometrischen, hydraulischen und gestalterischen Parameter von Fischaufstiegsanlagen. Er kann für die Überprüfung von Planungen genutzt werden.



Abb. A.37: Fischrampe mit nicht überströmten Schwellen, an denen sich Geschwemmsel verfängt.



Abb. A.38: Sehr flaches, geteiltes Raugerinne mit überströmten Schwellen und geringerer Neigung zur Verklausung.

Tab. A.4: Prüfbogen für Fischaufstiegsanlagen

PRÜFBOGEN FÜR DIE DIMENSIONIERUNG VON FISCHAUFSTIEGSANLAGEN		
Standort		
Gewässer		
Fließgewässerzone		
Relevante Fischfauna		
Abflussdaten des Gewässers (m³/s)	MQ :	MNQ :
	Q30:	Q330:
Nutzung des Querbauwerks:		
Auslegungsdurchfluss der Nutzungsanlage (m³/s)		
Mindestabfluss in der Ausleitungsstrecke (m³/s)		
Oberwasserstände (m NN)	OW30:	OW330:
Unterwasserstände (m NN)	UW30:	UW330:
Maximales Gefälle für Auslegung der FAA (m)		
AUSLEGUNG DER FISCHAUFSTIEGSANLAGE		
Standort der Fischaufstiegsanlage (Wehr/Betriebskanal):		
Aussage zur Wirkung der groß- und kleinräumigen Leitströmung:		
Aussage zur Auffindbarkeit des Einstiegs		
Bauform:		
Sohlunggestaltung:		
Schutz gegen Treibgut und Verlandung:		
Vorkehrungen für Funktionskontrolle:		
Summe der Schlitzweiten in Schwelle s (m)		
Schlitzweite der Hauptwanderöffnung (m)		
Schlitztiefe t _s (m)		
Planerischer max. Absturz zwischen zwei Becken $\Delta h_{\max}$ (m)		
Gesamtlänge (m)		
Sohlung Gefälle		1:
Bei Rampen mit Störsteinen: lichter Abstand der Störsteine (m)	In x-Richtung:	In y-Richtung:
Störsteine/Schwellensteine (m)	Durchmesser:	Höhe über Sohle:
Rampe oder Umgehungsgerinne: Breite Wanderkorridor b (m)		
Beckenstruktur (licht, an der Sohle) (m)	Breite b:	Länge l:
NACHWEISE	Bei Q30	Bei Q330
Abfluss Q _{FAA} (m³/s)		
Gerinnebreite am Wasserspiegel (m)		
Kleinste Wassertiefe im Becken oder im Wanderkorridor, h _u (m)		
Netto-Wasservolumen eines Beckens oder des Wanderkorridors (m³)		
Berechnete Wasserspiegeldifferenz an Schwelle Δh (m)		
Berechnete maximale Geschwindigkeit in Schlitz oder Öffnung		
Durchschnittliche Geschwindigkeit im Becken bzw. Wanderkorridor (m/s)		
Energieeintrag in das Netto-Wasservolumen des Beckens oder des Wanderkorridors (W/m³)		
Energieeintrag in Ruhebecken (W/m³)		
Standortsicherheitsnachweis:		

Teil B

Fischschutz – und Fischabstiegsanlagen

Inhaltsverzeichnis

B.1 Grundsätze	1
B.1.1 Standards für den Fischschutz	2
B.2 Technische Anlagen für Fischschutz und Fischabstieg.....	5
B.2.1 Strömungsverhältnisse an Barrieren	5
B.2.2 Verhaltensbarrieren	6
B.2.3 Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren.....	7
B.2.4 Fischschutz durch mechanische Barrieren	11
B.2.5 Pilotanlagen mit mechanischen Barrieren	12
B.2.6 Zusammenfassende Einschätzung der Einsatzfähigkeit mechanischer Barrieren.....	25
B.3 Abstiegsanlagen	26
B.3.1 Oberflächennahe Bypässe	26
B.3.2 Sohlennahe Bypässe	27
B.4 Alternative Systeme für die Fischabwanderung	29
B.4.1 Fischtransportsysteme	29
B.4.2 Anlagenmanagement mit Frühwarnsystemen	30

B.1 Grundsätze

Die Notwendigkeit des Fischschutzes an Wassernutzungsanlagen (Wasserkraftanlagen, Wasserentnahmebauwerke und Pumpwerke) ergibt sich aus folgenden Überlegungen:

- Grundsätzlich sind aus Gründen des Tierschutzes Fische vor vermeidbaren Schädigungen zu schützen.
- Im Sinn der Anforderungen der EG-WRRL sind die Fischarten so zu schützen, dass die gewässertypischen Populationen nicht gefährdet werden.
- Aus fischereilicher Sicht bedeutet die Schädigung von Fischen an Wassernutzungsanlagen einen wirtschaftlichen Schaden und ist daher zu vermeiden.

Es ist grundsätzlich anzustreben, sowohl die potamodromen als auch die diadromen Fischarten gegen Schädigungen durch Wassernutzungsanlagen zu schützen und ihnen die ungehinderte flussabwärts gerichtete Wanderung zu ermöglichen. Den bei weitem größten Anteil der abwandernden Individuen stellen Fischbrut und Jungfische dar, deren Gesamtlänge 100 mm meist deutlich unterschreitet. Um alle abwandernden Fische tatsächlich vor einem Eindringen in die Turbine zu schützen, wären mechanische Barrieren mit einer Maschenweite von wenigen Millimetern notwendig, die mit Fließgeschwindigkeiten von maximal 0,2 m/s angeströmt werden.

Der Schutz aller abwandernden Fische ist daher technisch nicht mit dem wirtschaftlichen Betrieb von Wasserkraftanlagen vereinbar. Bei Aufrechterhaltung der Wasserkraftnutzung ist es deshalb unvermeidbar, den Schutz auf bestimmte Arten und vor allem Größen zu beschränken. Welche Einschränkungen hierbei tolerierbar sind, hängt von den unterschiedlichen Anforderungen der ökologischen Gilden der Fischfauna an die Durchgängigkeit des Gewässers ab.

Nach heutigem Kenntnisstand wirken sich Wasserkraft bedingte Schädigungen von Fischen besonders auf die diadromen Populationen aus, die innerhalb ihres Lebenszyklus zwingend auf den Wechsel zwischen den Binnengewässern und dem Meer angewiesen sind. Eine Entwicklung der diadromen Populationen ist dauerhaft nur in denjenigen Gewässern zu erwarten, in denen nur eine geringe Zahl von Wasserkraftanlagen innerhalb der Wanderoute gegeben ist. Auf dieser Grundlage können Entwicklungsgewässerabschnitte für die diadromen Fischarten festgelegt werden. Für die Entwicklungsgewässerabschnitte sind erhöhte

Standards für den Fischschutz erforderlich, damit eine ausreichend hohe Gesamtüberlebensrate der abwandernden Fische erreicht wird. Außerhalb dieser Entwicklungsgewässer werden Mindeststandards nach bisher vorliegenden Erkenntnissen für ausreichend angesehen, da die potamodromen Populationen in ihrem Bestand weniger von Turbinen bedingten Schädigungen betroffen sind.

B.1.1

Standards für den Fischschutz

Der derzeitige Wissensstand über die Wirksamkeit von mechanischen Barrieren ist in den nachfolgenden Kapiteln zusammengestellt. Die Standards unterscheiden sich je nach Zielart.

B.1.1.1

Standards für Entwicklungsgewässerabschnitte

Für den erhöhten Fischschutz in diadromen Entwicklungsgewässerabschnitten gelten folgende allgemeine Grundsätze:

- Die Fischschutz- und Fischabstiegsmaßnahmen in einem Entwicklungsgewässerabschnitt sind so auszulegen, dass mindestens der zum Überleben der jeweiligen Population notwendige Anteil der abwandernden Stadien den maritimen Lebensraum ungeschädigt erreichen kann. Die Studie dient unter anderem der Ermittlung erforderlichen Überlebensrate abwandernder Fische.
- Als Schutzmaßnahmen werden geeignete mechanische Barrieren eingesetzt.
- Alternativ können fischfreundlichere Nutzungsanlagen eingesetzt werden, wenn dadurch die Gesamtüberlebensrate im jeweiligen Entwicklungsgewässerabschnitt nicht überschritten wird.
- Wenn die jeweils geforderte maximale lichte Weite und die maximale Anströmgeschwindigkeit insbesondere bei bestehenden großen Anlagen nicht oder nur mit unverhältnismäßig großem Aufwand erreicht werden können, kann der erhöhte Fischschutz bei diesen Anlagen durch andere Maßnahmen wie z.B. ein fischfreundliches Betriebsmanagement gewährleistet werden.

Nach Möglichkeit sollten folgende Mindeststandards an mechanische Barrieren erfüllt werden:

Entwicklungsgewässerabschnitte für anadrome Fischarten

- Maximale lichte Weite mechanischer Barrieren: 10 mm
- Maximale Anströmgeschwindigkeit an der Barriere: 0,5 m/s
- Es sind auf das Verhalten der Zielart ausgelegte oberflächennahe Bypasseinrichtung vorzusehen, die mindestens vom 15. März bis 31. Mai zu öffnen sind. Bei Einsatz eines funktionsfähigen Frühwarnsystems können die Öffnungszeiten von diesem gesteuert werden.

Entwicklungsgewässerabschnitte für katadrome Fischarten

- Maximale lichte Weite geeigneter mechanischer Barrieren: 15 mm
- Maximale Anströmgeschwindigkeit an der Barriere: 0,5 m/s
- Es sind auf das Verhalten der Zielart ausgelegte sohlennahe Bypasseinrichtungen vorzusehen, die in den Monaten Juli bis Januar nachts zu öffnen sind. Bei Einsatz eines funktionsfähigen Frühwarnsystems können die Öffnungszeiten von diesem gesteuert werden.

B.1.1.2

Mindeststandards für die übrigen Gewässer

In Tab. B.1 ist erkennbar, dass mechanische Barrieren mit folgenden Mindestanforderungen einen hohen Schutz für adulte potamodrome Fischarten und einen gewissen Schutz für Blankaale darstellen. Diese Mindestanforderungen gelten daher für alle Gewässer, in denen nicht ein erhöhter Schutz der Zielarten erforderlich ist:

Maximaler lichter Stababstand: 15 - 20 mm

Maximale Anströmgeschwindigkeit: 0,5 m/s

Der maximal zulässige Stababstand wird aktuell fachlich diskutiert, so fordert die Hessische Fischereiverordnung HFO vom 17. Dezember 2008 (Verordnung über die gute fachliche Praxis in der Fischerei und den Schutz der Fische § 10 Absatz (4)) in den allgemeinen Schutzbestimmungen generell einen maximalen

lichten Stababstand der Rechenanlagen von 15 mm. In Thüringen wird beabsichtigt, die Wasserkraftanlagen in Verbindungsgewässern wie Werra und Saale generell mit 15 – mm – Rechen auszurüsten.

Es besteht Bedarf für weitere Untersuchungen hinsichtlich der Auswirkungen von Wasserkraftanlagen auf potamodrome Populationen

B.1.1.3

Schutz gefährdeter Fischarten

Falls in einem Gewässer gefährdete oder geschützte Fischarten vorkommen, deren Populationen durch Schädigungen bei der Abwanderung über Wasserkraftanlagen gefährdet werden, müssen die Standards für mechanische gesondert auf diese Arten ausgelegt werden.

B.1.1.4

Abwanderkorridore an Anlagen mit Mindeststandard

An jedem Querbauwerk sind für die potamodromen Populationen ausreichende Abwandermöglichkeiten für die Fische zu schaffen, die jedoch nicht permanent zur Verfügung stehen müssen. Im Einzelfall ist daher zu prüfen, welcher der nachfolgend genannten möglichen Abwanderkorridore von den Fischen genutzt werden kann und ob damit eine ausreichende Abwanderung sichergestellt wird. Ggf. kann eine zeitlich gestaffelte Nutzung unterschiedlicher Einrichtungen vorgesehen werden.

- Abstieg über das Querbauwerk: Der Abstieg über das Querbauwerk kann bei geringem Ausbaudurchfluss der Nutzungsanlage ausreichend sein, wenn dabei nur geringfügige Schädigungen zu erwarten sind.
- Abstieg über die Fischaufstiegsanlage: Die Effektivität hängt von der Positionierung des Einlaufs und dem Betriebsabfluss der Aufstiegsanlage ab. Die Funktion als Bypass kann durch eine Tauchwand oder einen Louver verbessert werden, ohne dass ein zusätzlicher Abfluss erforderlich ist.
- Im Bereich der Entnahme bzw. der mechanischen Barriere müssen Abwandermöglichkeiten geschaffen werden. Die anschließenden Bypassleitungen sind so zu gestalten, dass die Fische nicht verletzt werden. Diese Bypässe können mit Einrichtungen zur Weiterleitung von biogenem Geschwemmssel kombiniert werden.
- Wenn Abwanderkorridore und Bypässe ausnahmsweise nur temporär geöffnet werden, sind die Betriebszeiten auf die Abwanderung der Zielarten abzu-

stimmen. Unabhängig davon sind sie immer dann zu öffnen, wenn der Abfluss im Gewässer höher ist als der genutzte Abfluss.

B.2

Technische Anlagen für Fischschutz und Fischabstieg

B.2.1

Strömungsverhältnisse an Barrieren

Für die Wirkung von Barrieren auf flussabwärts wandernde Fische ist entscheidend:

Anströmgeschwindigkeit v_A = Mittlere Fließgeschwindigkeit im Zuströmkanal (das heißt im vertikalen Profil) unmittelbar vor einem Abwanderhindernis, z. B. einem Rechen.

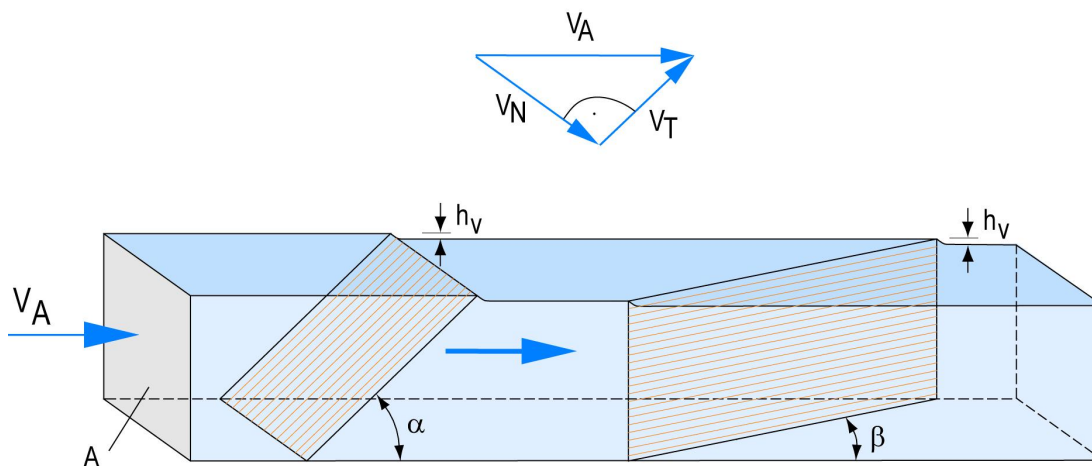


Abb. B. 1: Definition der Anströmgeschwindigkeit an einem Rechen

Ist die Anströmgeschwindigkeit höher als der für die jeweilige Fischart relevante biologisch Grenzwert, treten folgende Effekte auf:

- Die Orientierungsmöglichkeit der abwandernden Fische und damit die Auffindbarkeit von Bypasseinrichtungen verschlechtern sich.
- Fische werden ggf. an die mechanische Barriere gepresst und können ihr nicht mehr entkommen.
- Bei mechanischen Barrieren mit großen lichten Weiten (im Vergleich zum jeweiligen Grenzwert) steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die Fische die Barrieren passieren.

B.2.2

Verhaltensbarrieren

Verhaltensbarrieren sollen Fische durch Reize oder Störquellen aus für sie gefährdenden Bereichen wegscheuchen und zu alternativen Wanderkorridoren leiten. Es wurde eine Vielzahl von physikalischen Effekten untersucht, u.a.:

- Licht (zum Scheuchen bzw. Anlocken)
- Schall (unterschiedliche Frequenzen bis hin zu Knallerzeugern)
- Elektrische Felder
- Luftblasenvorhänge.

Die weltweiten Erfahrungen zeigen, dass Verhaltensbarrieren nur eine geringe Wirksamkeit besitzen, die zudem nur bei Anströmgeschwindigkeiten kleiner als 0,3 m/s gegeben ist. Derartige Strömungsverhältnisse können in seitlichen Entnahmen von Teilabflüssen aus Fließgewässern realisiert werden, nicht jedoch an Wasserkraftanlagen, die einen erheblichen Anteil des Abflusses nutzen und zudem in der Regel höhere und räumlich ungleichmäßige Anströmgeschwindigkeiten aufweisen.

Verhaltensbarrieren sind daher – zumindest beim heutigen Stand der Technik – keine effektive Möglichkeit zum Schutz von Fischen an Wasserkraftanlagen. Aktuelle Entwicklungen beschäftigen sich mit der Nutzung der Kombination verschiedener Effekte. Deren Wirksamkeit kann derzeit nicht ausreichend sicher eingeschätzt werden.

B.2.3

Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren

Mechanische Barrieren verhindern die Passage von Fischen physisch, wenn die lichte Weite der Öffnungen kleiner ist als die Körperdimensionen der Fische und die Anströmgeschwindigkeit ein Entkommen der Fische von der Barriere ermöglicht.

B.2.3.1

Maximale Anströmgeschwindigkeit

Wenn die Anströmgeschwindigkeit mechanischer Barrieren die Schwimmgeschwindigkeit des Fisches überschreitet, wird dieser in Richtung Barriere verdriftet. Bei durchlässigen Barrieren gelangt er in die Turbine. An undurchlässigen Barrieren wird er von der Strömung angepresst, kann sich nicht aus dieser Lage befreien und verendet letztlich aufgrund des Anpressdruckes, durch die mechanische Einwirkung des Rechenreinigers oder er erstickt im Rechengutcontainer. Entsprechend muss die Anströmgeschwindigkeit mechanischer Barrieren so gering sein, dass

- den Fischen ausreichend Zeit bleibt, die Barriere wahrzunehmen und zu reagieren,
- die Fische dem Bereich der Barriere auf Grund ihres Leistungsvermögens entfliehen können,
- die durch die Normalgeschwindigkeit auf die Fische ausgeübte Kraft, wenn sie an die Barriere angepresst werden, ihre physische Fähigkeit zum Entkommen nicht übersteigt.

Basierend auf den Überlegungen zum Leistungsvermögen von Fischen (Kap. 10.2) darf die Anströmgeschwindigkeit nicht höher als die „kritische Schwimmgeschwindigkeit“ (V_{krit}) eines Fisches sein, damit er der Barriere entfliehen kann:

$$V_A < V_{\text{krit}}$$

Als grobe Faustregel bestätigt die Literaturrecherche von JENS et al. (1997) für die kritische Schwimmgeschwindigkeit von Fischen den bereits von BAINBRIDGE (1960) ermittelten Wert von 5 Körperlängen pro Sekunde, d.h. etwa 40 bis 50 % der Sprintgeschwindigkeit.

Bei der Auslegung mechanischer Barrieren ist zu beachten, dass die Anströmgeschwindigkeit bedingt durch die hydraulischen Verhältnisse am Entnahmebauwerk häufig nicht gleichmäßig ist, wodurch lokal höhere Geschwindigkeiten als der mittlere rechnerische Wert auftreten können.

B.2.3.2

Maximale lichte Weite

Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren ergibt sich aus dem Verhältnis der lichten Weite zur Körpergröße des Fisches. Die Herleitung der entsprechenden Grenzwerte findet sich in ATV – DVWK (2004) und DUMONT et al (2005). Die Ergebnisse der einschlägigen Untersuchungen sind in Tab. B.2.1 zusammengefasst. Sie stellen den aktuellen Stand des Wissens dar und werden auch international als Grundlage für die Auslegung von Fischschutzeinrichtungen angesehen. Insbesondere wurden die Werte fachlich u.a. in Frankreich, den Niederlanden, Dänemark und den USA bestätigt ATV – DVWK (2004), DUMONT et. al. (2005), DWA (2010), GUBBELS (2010), PAPLOV (1989), WASHINGTON DEPARTMENT OF FISH (2000).

Mechanische Barrieren wirken immer auch als Verhaltensbarrieren. Ihre erwünschte Wirkung ist zwar einerseits die einer physischen Barriere, andererseits kann aber nur eine Verhaltensreaktion das Entkommen und das Auffinden eines Bypass-Wanderkorridors bewirken. Daher hängt die Wirksamkeit mechanischer Barrieren immer vom Zusammenspiel der lichten Öffnungsweite *und* der Vektoren der Anströmgeschwindigkeit sowie von der Anordnung von Bypässen und der Fließgeschwindigkeit im Bypass-Wanderkorridor ab. Mechanische Barrieren, deren lichte Weite die Dimensionen der Zielarten überschreitet, können als Verhaltensbarriere einen Teilschutz bieten. Dies setzt jedoch das Vorhandensein eines optimal auffindbaren Bypasses voraus, denn andernfalls werden abwandernde Fische die Barriere letztlich doch passieren.

Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen

Tab. B.1: Schutzwirkung von mechanischen Barrieren, Bemessungswerte für den Schutz diadromer und potamodromer Arten sind grau unterlegt.

Zielart Anlagengestaltung	max. d (licht)	max. Va	Barriere	Anmerkung zur Gestaltung der Anlage
atlantische Lachssmolts	1/10 der Körperlänge	< 2 Körperlängen pro Sekunde		
	≤ 10 mm	> 0,5 m/s nur bei gesondertem Nach- weis	Rechen oder Gitter bewirken nahezu 100 % Schutz.	Die hohe Schutzrate und der Abstieg sind nur mög- lich bei korrekter Anordnung und Gestaltung eines oberflächennahen Bypasses. Additiv Abstieg über Wehr* prüfen.
	> 10 mm	> 0,5 m/s	Rechen oder Gitter wirken als Verhal- tensbarriere, daher wird nur Teilschutz erreicht (UND/ODER Bedingung).	Schutz- und Abstiegsrate abhängig von Anordnung und Gestaltung des Bypasses.
		< = 1 m/s	Smolts können der Barriere entfliehen.	Effizientes Auffinden des Bypasses ist nicht zu erwarten.
Blankaal, 60 cm	< = 15 mm	0,5 m/s	Rechen oder Gitter bewirken nahezu 100 % Schutz.	Hohe Schutzrate und Abstieg nur möglich bei korr. Anordnung und Gestaltung eines sohlennahen By- passes. Additiv Abstieg über Wehr* prüfen.
	> 15 mm	> 0,5 m/s	Rechen oder Gitter bewirken nur Teil- schutz (UND/ODER Bedingung).	
adulte Exemplare vieler Arten	20 mm	< 2 Körperlängen pro Sekunde d. h. < 0,5 m/s	Rechen als Schutz vor Durchwanderung, Ablösen und Flucht von mechanischen Barrieren möglich	Die Nutzung von FAA als Abwanderkorridor hängt von der Anordnung ab. Abstieg über Salmoniden- bypass oder Wehr* möglich.

* Wehrpassage so gestalten, dass Schädigung ausgeschlossen ist.



Abb. B. 2: Aal, der bei einer Anströmgeschwindigkeit $> 0,5$ m/s an einen 20 mm-Rechen angepresst wird (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)



Abb. B. 3: Die Druckstellen zeigen, dass dieser Aal vom Wasserdruck gegen den Rechen eines Wasserkraftwerks an der Fulda angepresst wurde (ATV-DVWK 2002).

B.2.4

Fischschutz durch mechanische Barrieren

An Wasserkraftanlagen dienen mechanische Barrieren in Form von Rechen primär dem Schutz von Turbinen vor Beschädigungen, indem sie Schwemmgut von den Maschinen fernhalten. Turbinenrechen sind üblicherweise aus Flachstahl aufgebaut, die durch Distanzstücke in einem bestimmten Abstand (d_R) gehalten werden. Der lichte Stababstand wird technisch auf die Bauart und Größe der Turbine ausgelegt. Die Rechenstäbe können je nach Putzrichtung des Rechenreinigers in vertikaler oder horizontaler Richtung eingebaut werden. Aktuell wird an ausgeführten Rechenanlagen untersucht, welche Anordnung die bessere Leitwirkung in Richtung auf einen Bypass besitzt (UBA 2010 in Bearbeitung).

Der lichte Abstand von Turbinenrechen kann verringert werden, um die Wirkung als mechanischer Fischschutz zu erhöhen. Je mehr sich der lichte Abstand den in Tab. B.2.1 genannten Bemessungswerten annähert und je weniger die Anströmgeschwindigkeit den Wert 0,5 m/s überschreitet, desto besser ist die Schutzwirkung.

Der Austausch eines konventionellen Rechens gegen einen mechanischen Fischschutzrechen ist bei unveränderten Einbaubedingungen mit höheren hydraulischen Verlusten verbunden, die insbesondere bei Wasserkraftanlagen mit niedrigem Gefälle zu merkbaren wirtschaftlichen Einbußen führen können. Mit der Verringerung des Stababstands wächst weiterhin die Menge des zurückgehaltenen Geschwemmsels. Damit wird auch die Zeit verkürzt, in der ein Rechen mit geringem Stababstand durch Geschwemmsel verlegt wird.

Der Einsatz von Rechen (oder Lochblechen etc., vgl. B.3.1) als wirksame mechanische Fischschutzbarriere ist daher nur unter folgenden Bedingungen realisierbar:

- Anströmgeschwindigkeit $\leq 0,5$ m/s
- Vergrößerung der Rechenfläche z.B. durch Schrägstellung des Rechens gegen die Horizontale oder schräge Anordnung im Kanal, um die hydraulischen Verluste zu reduzieren und die Reinigung des Rechens in realistischen Zeitintervallen zu ermöglichen.
- Nutzung geeigneter Rechenstabformen, um die dauerhafte Verlegung mit Geschwemmsel zu reduzieren (vergl. ATV – DVWK 2004).
- Ausrüstung der mechanischen Barriere mit einer Reinigungsmaschine, die dauerhaft eine sehr kurze Reinigungsfrequenz gewährleistet. Ungeachtet der

ökonomischen Probleme bleibt aus technischer Sicht festzuhalten, dass die Rechenreinigung der limitierende Faktor für den Einsatz von mechanischen Fischschutz - Barrieren ist.

B.2.5

Pilotanlagen mit mechanischen Barrieren

Mittlerweile wurden Wasserkraftanlagen mit mechanischen Barrieren ausgerüstet, um den Fischschutz zu verbessern. Nachfolgend werden die Beispiele vorgestellt.

Beispiel 1: 5 mm – Rechen, $Q_a = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$ (Floecksmühle)

Der 20-mm-Rechen der kleinen Wasserkraftanlage Floecksmühle wurde im Rahmen eines Projekts der Deutschen Bundesumweltstiftung durch einen Feinrechen ersetzt. (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 2003). Der realisierte lichte Stababstand ergab sich aus den Liefermöglichkeiten des Herstellers und war nicht fischbiologisch begründet.

Daten der Anlage:

Ausbaudurchfluss Q_A :	1,7 m^3/s
Ausbaufallhöhe H_A :	2,8 m
Anströmgeschwindigkeit des Rechens:	0,5 m/s
Lichter Stababstand:	5,3 mm
Rechenverlust bei Q_A (sauberer Rechen): (Wasserspiegeldifferenz vor/hinter Rechen)	< 40 mm
Mittlerer Betriebs-Rechenverlust bei Q_A : (im Herbst und Winter bei Laubfall)	70 – 95 mm

Betriebserfahrungen

Die Wasserkraftanlage befindet sich im bewaldeten Nettetal mit erheblichem Laub- und Geschwemmselanfall. Dennoch arbeitet sie seit der Umrüstung auf den 5,3-mm-Rechen mit Ausnahme der kurzen Zeit mit sehr tiefen Temperaturen (Grundeisbildung) störungsfrei. Die Energieerzeugung wird nicht beeinträchtigt (s.u.). Die Rechenreinigungsmaschine muss im Vergleich zu einem 20 mm Rechen etwa die doppelte Zahl an Reinigungstakten leisten, um den Rechen ausreichend sauber zu halten.

Energiebedarf des Rechenreinigers und Mindererzeugung

Der Energieverbrauch der Rechenreinigungsmaschine und der Turbinensteuerung schwankte in der Messperiode (Herbst und Winter) zwischen 4,5 – 11 kWh pro Tag. Dies entspricht einem Anteil von 2 % bis 4 % der Gesamtenergieerzeugung. 4 kWh/Tag werden dabei alleine als Grundlast durch die Turbinensteuerung verbraucht.

Die Rechenverluste reduzieren die nutzbare Fallhöhe der Turbine und bewirken damit:

- Leistungseinbuße durch den sauberen Rechen: 1,4%
- Leistungseinbuße durch den Betriebsverlust: 2,5 bis 3,5%

Diese Minderung der Leistung und damit der Energieerzeugung muss in Relation zu den Verlusten durch einen konventionellen 20-mm-Rechen gesehen werden, die etwa 1 bis 2 % betragen.



Abb. B. 4: Gesamtansicht Oberwasserkanal mit Rechenanlage

*Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen*



Abb. B. 5: Feinrechen Ochtendung (Nette) mit Rechenreinigungsmaschine während der Montage



Abb. B. 6: Feinrechen in Betrieb

Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen



Abb. B. 7: Feinrechen mit Spülrinne und Harke der Rechenreinigungsmaschine

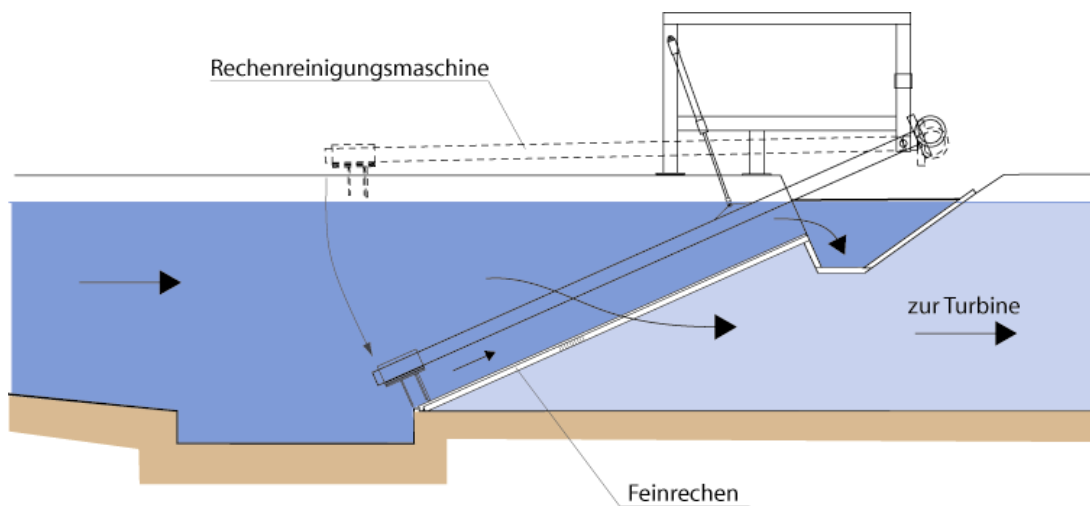


Abb. B. 8: Schnitt durch die Rechenanlage. Die Abspülrinne wird für das Rechengut und als oberflächennaher Bypass genutzt.

Beispiel 2: 15 mm – Rechen, $Q_A = 9 \text{ m}^3/\text{s}$ (Kirchen/Sieg)

Die Wasserkraftanlage Sigambria wurde an einem bestehenden Wehr in der Sieg errichtet und Anfang 2008 in Betrieb genommen.

Sie wurde hinsichtlich Fischaufstieg und –abstieg so geplant (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE, 2005) dass die Anforderungen der Sieg als Lachswiederansiedlungsgewässer möglichst weitgehend erfüllt werden.

Turbinendurchfluss: $Q_A = 9 \text{ m}^3/\text{s}$

Ausbaufallhöhe: $H_A = \text{ca. } 2,5 \text{ m}$

Fischaufstiegsanlage

Vertical Slot Pass $Q_{FAA} = \text{ca. } 400 \text{ l/s}$

Die FAA wurde landseitig um das Kraftwerk geführt. Das zur Verfügung stehende Gelände war wegen einer benachbarten Straße sehr klein, so dass der Einstieg nicht unmittelbar neben dem Saugrohr angeordnet werden konnte. Er ist etwas in Richtung Unterwasser verschoben, besitzt aber einen durchgehend rauen Sohlenanschluss an das Gewässer.

Fischschutz

Flach geneigter 15 – mm Rechen

Anströmgeschwindigkeit: $V_A = 0,5 \text{ m/s}$

Rechenreinigungsmaschine: Putzlänge 7 m, ausgelegt auf hohe Reinigungsgeschwindigkeit

Fischabstieg

Das Kraftwerk ist überströmt (siehe Abbildung B.11, B.12). Das Rechengut und die oberflächennah abwandernden Fische werden über das Kraftwerk gespült, indem die unterwasserseitige Stauklappe geöffnet wird.

Für die abwandernden Blankaale ist sohlennah, unmittelbar vor dem Rechen ein Aalrohr angeordnet.

*Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen*



Abb. B. 9: Gesamtansicht der WKA Sigambria, Blick vom Wehr. Der Zulauf zur Turbine und der Rechen befinden sich zwischen Trennwand und Zugangsgebäude. Der Unterwasserauslauf liegt links.



Abb. B. 10: Blick von Unterwasser auf die WKA: links die Fischaufstiegsanlage (Vertical Slot), mittig der Auslauf der Turbine, darüber die Spülklappe für Rechengut und absteigende Fische, rechts das Wehr.

*Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen*



Abb. B. 11: Blick auf das eigentliche, überströmte Kraftwerk. Der Rechenreiniger befördert das Rechengut in den Kanal über der Turbine und es wird durch Öffnen der Klappe abgespült. Dieser Kanal fungiert gleichzeitig als oberflächennaher Bypass.



Abb. B. 12: Links die FAA, die landseitig um das Kraftwerk führt. In der Mitte liegt der Zugangsschacht, rechts das überströmte Krafthaus.

*Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen*



Abb. B. 13: Der flach geneigte 15 mm – Rechen und die Rechenreinigungsmaschine vor der Flutung der Anlage.

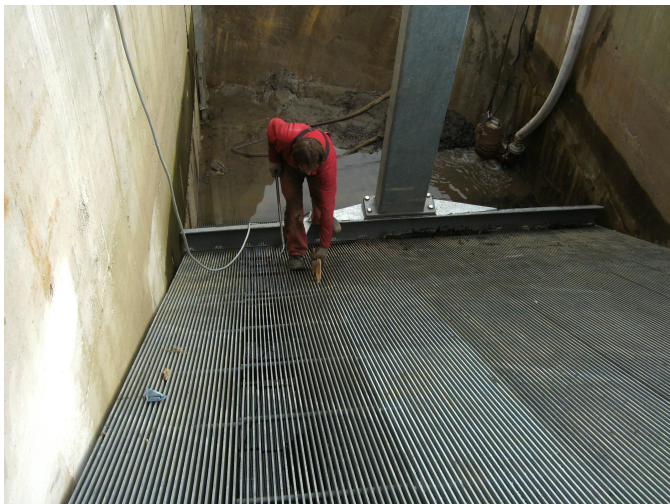


Abb. B. 14: Montage des 15 mm – Rechens und der Rechenreinigungsmaschine.

Beispiel 3: 10 mm – Rechen, $Q_A = 16 \text{ m}^3/\text{s}$ Roermond/NL (Rur)

Die (Eifel-) Rur ist ein wichtiges Lachswiederansiedlungsgewässer im Einzugsgebiet der Maas. Sie mündet in Roermond/NL in die Maas. Das Einzugsgebiet befindet sich überwiegend in Deutschland.

Die Waterschap Roer en Overmaas hat den gesamten Standort Roermond, der mehrere Gewässerarme aufweist, so umgestaltet, dass die flussauf- und flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit möglichst optimal erreicht wird.

Es wurden folgende Maßnahmen (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE, 2006) durchgeführt:

- Bau eines großräumigen Umgehungsgerinnes („Hambeek“) mit Riegelstruktur

$$Q_{\text{FAA1}} = 4 \text{ bis } 6 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\Delta h = 10 \text{ cm (an den Riegeln)}$$

- Bau eines Vertical Slot Passes an der Wasserkraftanlage ECI-Centrale

- $Q_{\text{FAA2}} = 750 \text{ l/s}$ mit zusätzlichem Bypass zur Verstärkung der Leitströmung

$$\Delta h = 10 \text{ cm (an den Riegeln)}$$

- Errichtung einer Fang- und Kontrollstation am Ausstieg des Vertical Slot Passes mit Beobachtungskammer (Schaufenster).

- Umbau des Turbinenrechens

- lichte Weite: 10 mm

- Anströmgeschwindigkeit V_A : 0,3 m/s

- Rechenreiniger: Putzlänge: 7 m

- Breite: 12 m

- hohe Reinigungsgeschwindigkeit

- oberflächennaher Bypass für Lachssmolts

- sohlennaher Bypass für Blankaale

- Monitoringstation für beide Bypässe.

*Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen*



Abb. B. 15: Umgehungsgerinne Hambeek mit Riegelstruktur, rechts der optimierte Einstieg unmittelbar neben dem Wehr



Abb. B. 16: Vertical Slot Pass an der WKA ECI-Centrale in Roermond NL / Rur

*Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen*



Abb. B. 17: 10 mm - Rechenanlage in Roermond mit Rechenreiniger, Querförderer für das Rechengut, Spülschütz sowie Fang- und Kontrollstation für die FAA



Abb. B. 18: Lachsabstieg ECI-Centrale in Roermond NL / Rur

B.2.5.1 Sonstige Barrieren

Grundsätzlich können auch Lochbleche, Drahtgewebe und Gitter mit kleinen Öffnungsweiten als mechanische Barrieren eingesetzt werden. Die Öffnungsweiten sind auf die Zielarten abzustimmen. Diese Bauweisen sind jedoch gekennzeichnet durch:

- erhebliche hydraulische Verluste;
- mechanische Instabilität (je nach Bauart), insbesondere bei Verlegung durch Laub oder Eis. Dadurch wird auch die maximale Fläche dieser Abschirmungen begrenzt;
- nicht für alle Bautypen und Abmessungen verfügbare Reinigungsmaschinen.

B.2.5.2 Umlaufende Abschirmungen

Umlaufende Abschirmungen bestehen aus einem Band, das über zwei Umlenkrollen läuft. Hierbei handelt es sich entweder um ein flexibles Kunststoff- oder Drahtgewebe oder um Lochbleche bzw. Gitterelemente, die durch Gelenke miteinander verbunden sind. Das Band rotiert in Anpassung an die Treibgutführung des Gewässers mit einer Geschwindigkeit von etwa 0,1 bis 5,0 m/min.

Sollen umlaufende Abschirmungen Fische hin zu Bypasseinrichtungen leiten, muss die Anordnung im Gewässer auf die artspezifischen Orientierungs- und Verhaltensweisen der jeweiligen Zielarten ausgelegt sein. Diese Anforderung unterscheidet sich nicht grundsätzlich von derjenigen anderer mechanischer Barrieren.

In der Regel wird umlaufenden Abschirmungen ein Grobrechen mit einer lichten Stabweite von 50 bis 200 mm vorgeschaltet, da größeres Treibgut von derartigen Anlagen nicht bewältigt werden kann. Das nach dem Grobrechen verbleibende Treibgut wird mit dem Band aus dem Wasser befördert, kleine Geschwemmselteile können sich jedoch zwischen dem Ober- und dem Untergurt ansammeln und zu Betriebsstörungen führen.

Daneben ist die technische Einsatzfähigkeit von umlaufenden Abschirmungen eingeschränkt durch folgende Umstände:

- Es ist mit Längung und hohem Verschleiß am Band sowie an eventuell vorhandenen Antriebsketten zu rechnen. Solche Verschleißerscheinungen treten bekanntermaßen bei den an Wasserkraftanlagen eingesetzten Kettenreinigungsmaschinen auf, die aus diesem Grund in den letzten Jahren zunehmend durch andere Bauweisen ersetzt wurden.
- Ein Winterbetrieb bei tiefen Temperaturen ist wegen Vereisung nicht möglich. Die Abschirmungen müssen in dieser Zeit aus dem Wasser gehoben werden.
- Umlaufende Abschirmungen haben häufig eine geringe mechanische Stabilität gegen große Wasserspiegeldifferenzen, die bei Verlegung oder Vereisung der Anlage auftreten können. Hieraus ergeben sich wesentliche Einschränkungen für den Einsatz dieser Technik insbesondere bei größeren Durchflüssen.

Beispiel 4: Rollrechen (WKA in Hadamar)

Am Wasserkraftwerk Hadamar am Elbbach (Hessen) wurde 1997 ein umlaufendes Siebband aus Edelstahl installiert. Das Siebband ist um 45° gegen die Sohle geneigt und wird intermittierend je nach Geschwemmselanfall betrieben. Die Anströmgeschwindigkeit beträgt ca. 0,5 m/s. Dem Siebband ist ein Grobrechen ($d = 40 \text{ mm}$) mit Rechenreinigungsmaschine vorgeschaltet. Für die Abwanderung der Fische sind Transporttröge auf dem Band montiert, die die Fische in eine oberhalb des Siebbandes installierte Querrinne befördern sollen. Belastbare Untersuchungen zur Praxistauglichkeit und zur Funktionsfähigkeit dieser Anlage wurden bisher nicht publiziert. Nach Angabe des Betriebspersonals wurde das Siebband in sieben Betriebsjahren zweimal wegen Beschädigung ausgetauscht.

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes war das Siebband bereits seit einigen Monaten offensichtlich wegen technischer Probleme demontiert.



Abb. B. 19: Rollrechen mit Transporttrögen (Hadamard/ Elbbach, Hessen)

B.2.6

Zusammenfassende Einschätzung der Einsatzfähigkeit mechanischer Barrieren

Mechanische Barrieren sind die einzigen wirkungsvollen Schutzmaßnahmen gegen das Eindringen von Fischen in sie gefährdende Anlagen, wenn die lichten Weiten und die Anströmgeschwindigkeiten artspezifisch entsprechend. Tab. B.1 gewählt werden.

Für einen sehr hohen Schutz der in Kap. B.1.2.1 definierten Zielarten sind lichte Rechenstababstände in der Größenordnung von 10 bis 15 mm erforderlich, die im Vergleich zu gängigen Rechen höhere Strömungsverluste und erhebliche Schwierigkeiten mit der Verlegung des Rechens durch Laub, Holz, Algen und durch Eisbildung im Winter bedingen können. Konventionelle Stabrechen mit derart kleinen lichten Weiten werden zwar bei Kleinstwasserkraftanlagen eingesetzt, sie sind jedoch aufgrund der massiven Verstopfungsgefahr bei großen Anlagen nicht einsetzbar. Hier können spezielle Rechenprofile genutzt werden. Die bisher durchgeführten Untersuchungen derartiger Anlagen zeigen, dass diese Systeme derzeit für Durchflüsse bis ca. 20 m³/s pro Recheneinheit eingesetzt werden können. Für größere Durchflüsse sind noch keine geeigneten Rechenreinigungsmaschinen verfügbar.

Umlaufende Abschirmungen weisen zwar sehr kleine lichte Weiten auf, sie haben aber entscheidende technische Nachteile wie mangelhafte eigene Stabilität und hohen Verschleiß. Mit einem verbreiteten Einsatz umlaufender Abschirmungen ist daher nicht zu rechnen.

Allen mechanischen Barrieren mit kleinen lichten Öffnungen und niedrigen Anströmgeschwindigkeiten ist gemein, dass sie in der Regel größere Flächen erfordern als z. B. ein 20 mm-Rechen und dass die Reinigung erheblich häufiger erfolgen muss. Die Nachrüstung bestehender Wasserkraftanlagen stößt daher auf besondere technische und wirtschaftliche Schwierigkeiten.

Die Erfahrungen mit ausgeführten Pilotanlagen können für die Weiterentwicklung genutzt werden.

B.3

Abstiegsanlagen

Die abstiegswilligen Fische orientieren sich an der Hauptströmung. Ein funktionierender Fischschutz hindert die Fische daran, dieser Hauptströmung durch die Wasserkraftanlage zu folgen, wodurch ihre Abwanderung unterbrochen wird. Daher müssen alternative Abwanderwege angeboten werden. Die Problematik liegt in der Auffindbarkeit des Abwanderweges, gerade weil dieser wegen des Turbinenbetriebs nicht den überwiegenden Abflussanteil aufweist.

Abwanderwege müssen so gestaltet werden, dass sie, abgestimmt auf das Verhalten der zu beachtenden Fischarten, aufgefunden werden.

B.3.1

Oberflächennahe Bypässe

Für oberflächennah abwandernde Salmoniden ist ein an der Oberfläche angeordneter Bypass-Wanderkorridor (kurz: Bypass) erforderlich. Seine Auffindbarkeit hängt entscheidend von der Positionierung am Rechen oder einer sonstigen Barriere ab und wird maßgeblich von der zum Bypass gerichteten Tangentialgeschwindigkeit und der Ausbreitung der Leitströmung beeinflusst. Der Einstieg in den Bypass muss so gestaltet sein, dass sich die Strömung stetig beschleunigt. Die Auffindbarkeit des Bypasses kann während der meist nächtlichen Abwanderung durch Lichtquellen verbessert werden (vergl. Erfahrungen am Bypass des

Staudammes Poutès im Allier (DUMONT et. al. 2005), siehe auch Abbildung B.20.

Viele potamodrome Fischarten weisen an mechanischen Barrieren nach bisherigen Kenntnissen ein ähnliches Verhalten auf wie Lachssmolts. Daher ist zu erwarten, dass Barrieren und Bypasseinrichtungen, die gegenüber Lachssmolts eine hohe Effektivität erreichen, für potamodrome Arten zumindest einen Teilschutz darstellen und auch deren Abwanderung unterstützen.

B.3.2 Sohlennahe Bypässe

Für die sohlennah abwandernden Aale muss mindestens ein Bypass tief angeordnet werden. Die Wirksamkeit hängt neben der Barrierewirkung des Rechens entscheidend davon ab, wie weit das natürliche Verhalten des Aals für das Auffinden des Bypasses genutzt werden kann. Verhaltensbeobachtungen (ADAM et al. 1999) zeigen, dass abwandernde Aale bei der Annäherung an eine Barriere ihre Schwimmrichtung umkehren und sohlennah in Richtung Oberwasser entfliehen, wenn die Normalgeschwindigkeit am Rechen 0,5 m/s nicht übersteigt. Derzeit sind zwei patentierte Einrichtungen als Aalbypass bekannt (Abb. B 21 und B 22). Ein weiteres System befindet sich in Erprobung (HASSINGER 2009).

Die Aalabwanderung erfolgt in wenigen Abwanderwellen nachts im Zeitraum zwischen Juli und Januar. Die Betriebszeit des Bypasses ist dem anzupassen, wobei ein Frühwarnsystem eine genaue Steuerung ermöglichen könnte.

Auslegung und Gestaltung von
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen



Abb. B. 20: Bypass-Düse für atlantische Lachssmolts mit Beleuchtung zur Verbesserung der Attraktionswirkung: Der Einlauf des Bypasses am Staudamm Poutès im Allier ist so geformt, dass möglichst geringe Turbulenzen entstehen und die Strömung stetig beschleunigt wird. Der Bypass ist höhenverstellbar und kann so an wechselnde Oberwasserstände angepasst sowie außerhalb der Betriebszeiten über die Wasseroberfläche emporgehoben werden.

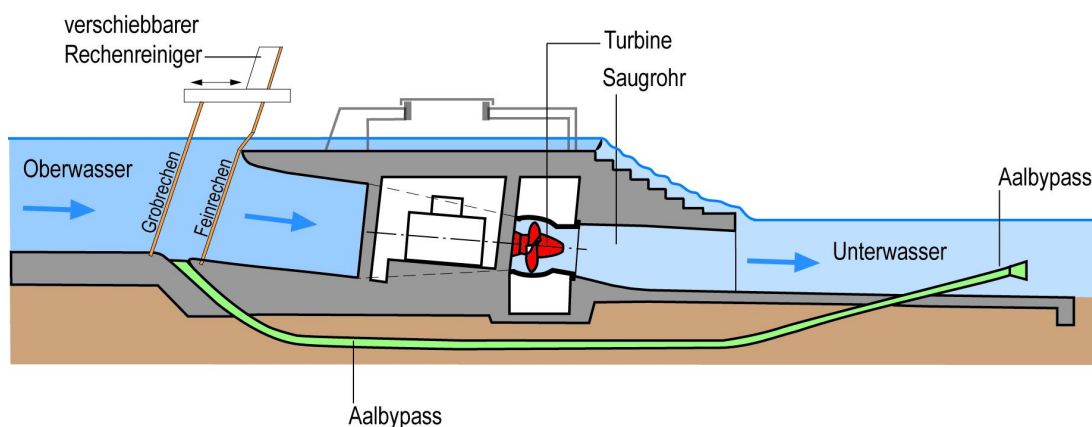


Abb. B. 21: In der Sohle vor dem Rechen eingelassene Trichter, die in Rohrleitungen münden, welche in das Unterwasser geführt sind (Harpen AG, WKA Hamm-Uentrop (Lippe)) (nach ATV-DVWK 2002).

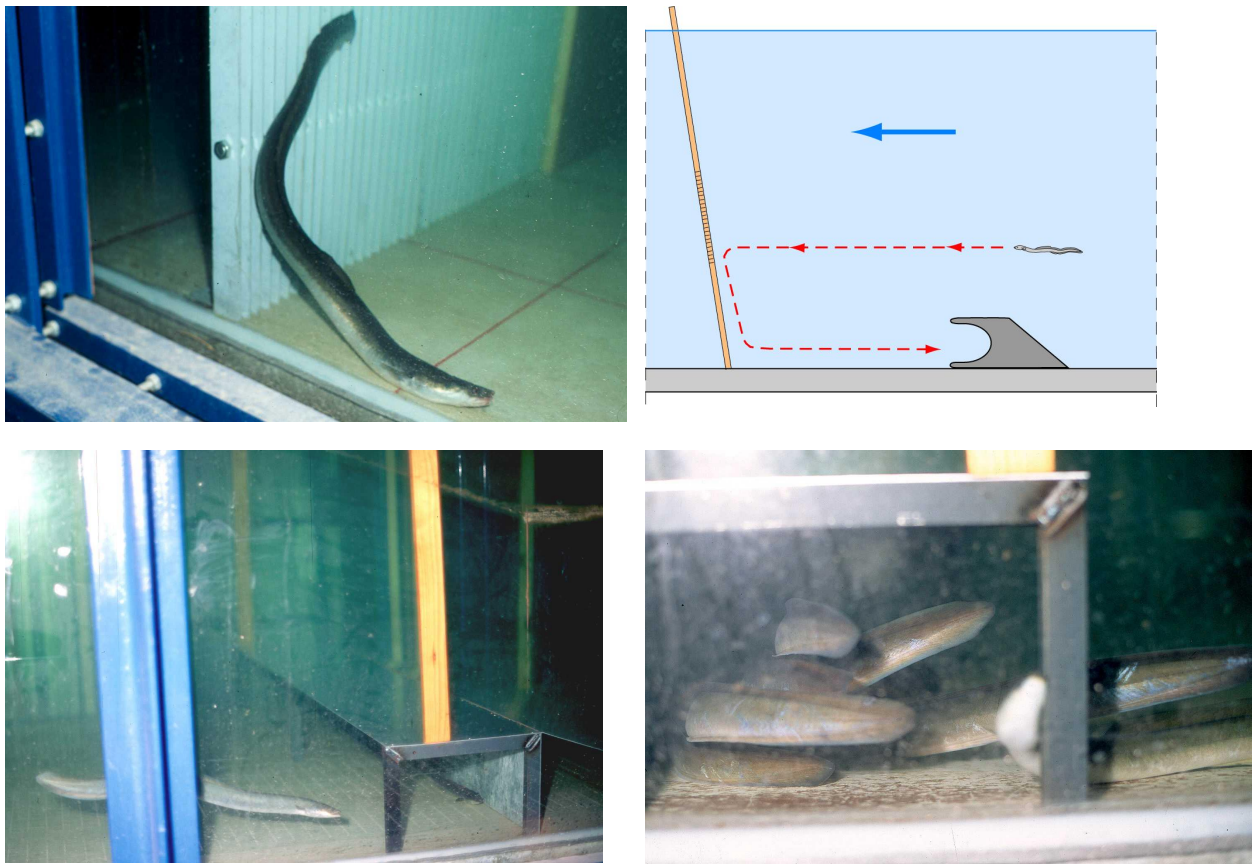


Abb. B. 22: Eine gegen die Strömungsrichtung geöffnete Schwelle („Bottom Gallery®“), die die Aale zu einem seitlichen Bypass leitet (oben Gesamtansicht; unten Detail) EUROPÄISCHES PATENT DER ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG (ADAM et al. 2002).

B.4

Alternative Systeme für die Fischabwanderung

B.4.1

Fischtransportsysteme

Müssen abwandernde Fische eine große Zahl von Wasserkraftstandorten passieren, so besteht durch die potenzierte Schädigungsrate die Gefahr, dass nur wenige Exemplare das Flussgebiet unbeschädigt verlassen können. Insbesondere bei Stauketten, an denen keinerlei wirksame Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen installiert sind, kann es – zumindest temporär bis zur Ausrüstung mit derartigen Systemen – sinnvoll sein, absteigende Fische (z. B. Lachssmolts) in

einer speziellen Station mit geeigneten mechanischen Barrieren zu fangen und die Tiere flussabwärts zu transportieren und in Gewässerabschnitte unterhalb eventueller Stauanlagen zu entlassen.

Dieses auch „Trap & Truck“ genannte Verfahren kann vor allem im Zusammenhang mit Wiederansiedlungsmaßnahmen zum Aufbau von Populationen oder zu deren Stützung genutzt werden. So fangen an der Mosel Berufsfischer im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz abwandernde Blankaale, die dann in den Rhein transportiert werden.

B.4.2

Anlagenmanagement mit Frühwarnsystemen

Fischschäden an Wasserkraftwerken und sonstigen Entnahmeeinrichtungen können durch eine angepasste Betriebsweise vermindert werden:

- Temporäres oder gezieltes Abschalten der Nutzungsanlage während der Abwanderzeiten/-spitzen und Weiterleitung der abwandernden Fische über Wehre oder Bypass-Wanderkorridore.
- Bei Wasserkraftanlagen mit mehreren Turbinen können diese während der Abwanderung im Betriebspunkt mit der geringsten Schädigungsrate gefahren werden. Je nach Abfluss muss ggf. diejenige Turbine abgeschaltet werden, mit der dieser Betriebspunkt aktuell nicht erreicht werden kann. Die Schädigungsrate am Standort wird auf diese Weise auf den technisch möglichen Minimalwert begrenzt. Eine weitergehende Senkung der Schädigungsrate ist nicht möglich.
- Drosselung der Maschinen, so dass eine Anströmgeschwindigkeit am Rechen $< 0,5 \text{ m/s}$ erreicht und damit die Wahrscheinlichkeit zum Auffinden eines Bypasses verbessert wird.
- Temporäres Einfahren von Schutzeinrichtungen.
- Öffnen eines Bypasses oder Wehrfeldes.

Dies setzt voraus, dass die artspezifischen Abwanderzeiten bekannt sind. Dafür müssen Frühwarnsysteme mit einer hohen Korrelation zwischen der vorhergesagten Abwanderung und dem tatsächlichen Verhalten der Fische zur Verfügung stehen. Zur Zeit befinden sich derartige Systeme in der Erprobung.

Das Frühwarnsystem MIGROMAT® (ADAM 2000, 2004; DURIF 2003; DVWK 2004) für die Zielart Aal beruht auf der prä migratorischen Unruhe, die bei gehaltenen Aalen vor dem Beginn von Abwanderwellen im Gewässer festgestellt

wurde. Dementsprechend werden Aale in einem Tank, der mit Flusswasser versorgt wird, automatisch beobachtet. Erhöhte Aktivitäten der Aale im Tank korrelieren mit Aalabwanderungen im Gewässer. Innerhalb eines EG-Projektes an der Maas (BRUIJS et. al., 2003) konnten mit dem MIGROMAT® an den beiden niederländischen Wasserkraftanlagen Linne und Alphen 66% bzw. 73% der Abwanderereignisse prognostiziert werden



Abb. B. 23: Das Frühwarnsystem MIGROMAT® wurde erstmalig an der in Wahnhausen/Fulda zur Aal schonenden Steuerung einer Wasserkraftanlage eingesetzt.

Teil C

Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken

Inhaltsverzeichnis

Teil C Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken.....	C-1
C.0 Allgemeine Vorbemerkungen.....	C-1
C.1 Grundsätzliche Aspekte für die Festlegung des Mindestabflusses	C-1
C.2 Standardverfahren für Ausleitungsstrecken als Nicht-Wanderkorridor... C-3	
C.2.1 Schema zur Ermittlung des Mindestabflusses.....	C-4
C.2.2 Ermittlung der hydrologischen Werte	C-6
C.3 Einzeluntersuchung bei Ausleitungsstrecken als Wanderkorridor.....	C-7
C.3.1 Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke	C-7
C.3.2 Nachweis der hydraulischen Parameter	C-9
C.4 Mindestabfluss an Ausleitungsstrecken des Flachlandes.....	C-16
C.5 Mindererzeugung von Wasserkraftanlagen durch den Mindestabfluss .	C-17

C.0

Allgemeine Vorbemerkungen

Bei Ausleitungskraftwerken tritt die Problematik der Veränderung des Abflusses im Mutterbett (= Ausleitungsstrecke) auf.

Sie hat charakteristische Auswirkungen:

- Veränderung des Lebensraums in der Ausleitungsstrecke.
- Verschlechterung der Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke für die aquatische Fauna.

Die Festlegung eines Mindestabflusses für eine Ausleitungsstrecke ist daher eine der wichtigsten gewässerökologischen Anpassungsmaßnahmen für Wasserkraftanlagen. Der Mindestabfluss vermindert jedoch den durch die Wasserkraftanlage wirtschaftlich nutzbaren Abfluss des Gewässers und führt daher zu ökonomischen Einbußen.

C.1

Grundsätzliche Aspekte für die Festlegung des Mindestabflusses

Bisherige Verfahren zur Festlegung des Mindestabflusses beschränken sich auf die lokale Betrachtungsebene und beschäftigen sich ausschließlich mit der Frage, welcher Abfluss zur Aufrechterhaltung der Lebensraumfunktion für Wirbellose und z. T. auch für Fische erforderlich ist. Je nachdem, welcher Maßstab hierbei angelegt wird, führt dies zu sehr unterschiedlichen Festlegungen.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Besiedlung von Ausleitungsstrecken, speziell durch Fische, von derjenigen unbeeinflusster Fließstrecken ab-

weicht. Es sollte sichergestellt werden, dass in jedem Mutterbett zumindest die Mindestanforderungen der Wirbellosenfauna erfüllt werden. Zusätzlich wird jedoch die Frage gestellt:

Wie müssen Ausleitungsstrecken hinsichtlich Struktur, Mindestabfluss und Aufstiegsanlage beschaffen sein, damit die Auswirkungen dieser lokalen Lebensraumveränderung den angestrebten guten ökologischen Zustand des gesamten Gewässers (bzw. des Wasserkörpers, von Wasserkörpergruppen etc.) nicht wesentlich verschlechtern?

Entscheidende Bedeutung hat dabei die Durchgängigkeit der genutzten Strecke (Ausleitungsstrecke – Betriebsgräben – Aufstiegshilfen). Die lokale Besiedelbarkeit tritt somit gegenüber der Durchwanderbarkeit an Bedeutung zurück, weil vor allem die Unterbrechung der Durchgängigkeit Auswirkungen auf das gesamte Flussgebiet entfaltet. Es sind die Ausführungen im Teil A Kapitel A.4.1 zur großräumigen Anordnung zu beachten.

Entsprechend sind bei der Festlegung der Mindestabflusses folgende Fälle grundsätzlich zu unterscheiden:

- Das Ausleitungskraftwerk ist mit einer Fischaufstiegsanlage ausgestattet, der Wanderkorridor verläuft somit durch die Betriebsgräben. In diesem Falle findet das Standardverfahren gemäß Kap. C.2. Anwendung.
- Die stromaufwärts gerichtete Durchwanderbarkeit muss über das Mutterbett und das Ausleitungswehr und eine dort platzierte Fischaufstiegsanlage gewährleistet werden. In diesem Fall erfolgt die Festlegung der Mindestabfluss auf der Basis einer Einzelfalluntersuchung gemäß Kap. C. 3.

Mit diesem Mindestabfluss ist in der Regel auch die flussabwärtsgerichtete Durchgängigkeit der Ausleitungsstrecke gegeben. Voraussetzung ist, dass die Abwanderung über das Querbauwerk bzw. über einen Bypass möglich ist.

- Auch wenn Ausleitungsstrecken Besonderheiten wie Einleitungen von Abwässern etc. aufweisen, ist eine Einzelfalluntersuchung erforderlich.

C.2

Standardverfahren für Ausleitungsstrecken als Nicht-Wanderkorridor

Das Standardverfahren dient zur Sicherung des Lebensraums der Wirbellosen in den Ausleitungsstrecken. Es werden Orientierungswerte für den Mindestabfluss definiert, die der lokalen Situation mit Zu- und Abschlägen angepasst werden.

Wenn die flussaufwärts gerichtete Wanderung der Fischfauna über eine Fischaufstiegsanlage am Wasserkraftwerk erfolgt, muss geprüft werden, ob die Betriebskanäle durchwanderbar sind (Fließtiefen, Geschwindigkeiten, Gefahr der Ansaugung am Turbinenrechen nach Passage der Fischaufstiegsanlage, Ufer- und Sohlenstruktur, ggf. behindernde Absperr- und Drosselorgane die einen Wasserspiegelunterschied > 10 cm verursachen).

Falls die Durchwanderbarkeit der Betriebskanäle gegeben ist, wird zunächst der Orientierungswert bestimmt (Tab. C. 1):

- a. Orientierungswert 0,33 MNQ für Einzugsgebiete > 50 km²

Die Veränderung des Lebensraums in der Ausleitungsstrecke für Wirbellose ist vergleichsweise gut untersucht. In erster Annäherung reicht ein Abfluss von 0,33 MNQ zur Vermeidung von Schädigungen aus. In strukturarmen Gewässern muss dieser Wert erhöht werden, bei strukturreichen hingegen ist eine Unterschreitung zulässig. Hierbei liegt die unterste Grenze des Mindestabflusses zur Vermeidung von wesentlichen Schäden an der Wirbellosenfauna bei ca. $1/6$ MNQ (Hess. Ministerium für Umwelt 1999). Das Standardverfahren ist so aufgebaut, dass der Wert von $1/6$ MNQ auch durch die Summe aller vorgesehenen Abschläge nicht unterschritten werden kann.

- b. Orientierungswert 0,5 MNQ für Einzugsgebiete < 50 km²

Bei Gewässern mit kleinerem Einzugsgebiet ist der Orientierungswert erhöht, um bei den niedrigeren und ungleichmäßigeren Abflüssen eine überproportionale Verschlechterung des Lebensraums in den Ausleitungsstrecken zu vermeiden.

- c. Erhöhte Orientierungswerte (0,5 bzw. 0,6 MNQ)

Ein erhöhter Orientierungswert ist erforderlich bei gewässerökologisch empfindlichen Strecken.

Tab. C. 1: Orientierungswerte zur Festlegung des Mindestabflusses (DUMONT et. al. 2005)

ORIENTIERUNGSWERTE FÜR DEN MINDESTABFLUSS		
Einzugsgebietsgröße	Standard-Orientierungswert	Erhöhter Orientierungswert
20 – 50 km ²	0,5 MNQ	0,6 MNQ
> 50 km ²	0,33 MNQ	0,5 MNQ

d. Zu- und Abschläge

Zur Ermittlung des Mindestabflusses werden für die Orientierungswerte Zu- und Abschläge formuliert, die mit Hilfe folgender Parameter zu bestimmen sind:

- Abflusstyp des Gewässers (gleichmäßig/ungleichmäßig)
- Ausbaudurchfluss der WKA
- Sohlenparameter der Gewässerstrukturgüte der Ausleitungsstrecke
- Betriebsabfluss der Fischaufstiegsanlage

C.2.1

Schema zur Ermittlung des Mindestabflusses

Die Ermittlung der Zu- und Abschläge erfolgt mit Hilfe eines Schemas durch das eine einfache und standardisierte Ermittlung des Mindestabflusses möglich ist (siehe Tab. C. 2).

Die dort angegebenen Plus- und Minuspunkte für die Zu- und Abschläge werden jeweils mit ca. 5 – 10 % des Orientierungswertes veranschlagt, jedoch sollen auf diese Weise nur Hilfen für die lokale Anpassung und kein mathematisches Verfahren vorgegeben werden. Der jeweilige Gutachter muss bei Anwendung dieses Schemas in einem wasserrechtlichen Verfahren den ermittelten Mindestabfluss verbal begründen und dabei lokale Besonderheiten, die im Schema nicht berücksichtigt werden können, einbeziehen.

Grundsätzlich gilt:

$$\text{Mindestabfluss} = \text{Orientierungswert} \times (1 + \text{Summe der Zu- und Abschläge})$$

Die Summe der Zu- und Abschläge wird für sehr gleichmäßige Abflüsse (Typ Ia) auf- 50 % des Orientierungswertes begrenzt. Jedoch ist bei sehr ungleichmäßigen Abflüssen eine Überschreitung der Summe der Zu- und Abschläge um mehr als + 50 % zulässig.

Die Festlegung des Betriebsabflusses für die Fischeaufstiegshilfe an der WKA erfolgt getrennt nach biologischen und technischen Kriterien. Er kann bei Festlegung des Mindestabflusses in der Ausleitungsstrecke berücksichtigt werden, wenn die gewässerökologische Situation dies dort zulässt. Hier ist ein Optimum zu suchen.

Tab. C. 2: Schema zur Festlegung von Zu- und Abschlägen bei der Ermittlung des Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken, die nicht Wanderkorridore sind. Der Mindestabfluss dient der Sicherung des Lebensraums der benthischen Fauna. Die gewählten Zu- und Abschläge sind textlich zu begründen. Ein Mindestwert von 1/6 MNQ darf nicht unterschritten werden.

Zu- und Abschläge zum Orientierungswert für den Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken, die nicht Wanderkorridor sind				
Abflusscharakteristik/ Dauerlinientyp	Typ Ia	Typ Ib	Typ IIa	Typ IIb
• Anteil MNQ von MQ	> = 27 %	18 - 27 %	9 - 18 %	< 9%
Abflussverhalten im Jahresverlauf	(sehr gleichmäßig)	(gleichmäßig)	(ungleichmäßig)	(sehr ungleichmäßig)
• Generelle Anpassung wegen Dauerlinientyp	--	-	+	+++
• Ausbaudurchfluss > MQ	+	+	+	++
• Ausleitungsstrecke (Mutterbett GSGK Sohlenstruktur*):				
Sohlenparameter der GSGK (1-3)	--	-	0	0
Sohlenparameter der GSGK (4-7)	0	0	+	++
• Rückstau im Mutterbett von UW-Graben bis ans Wehr	---	--	--	-

+ = Zuschlag von je ca. 5 bis 10 % zum Orientierungswert

0 = kein Zu- oder Abschlag

- = Abschlag von je 5 bis 10 % zum Orientierungswert

*) = Sohlenparameter gemäß Gewässerstrukturgütekartierung

C.2.2

Ermittlung der hydrologischen Werte

Die Größe des Einzugsgebietes für den jeweiligen Standort kann den üblichen wasserwirtschaftlichen Verzeichnissen entnommen werden bzw. mittels der Teileinzugsgebiete ermittelt werden.

Für die Festlegung des Mindestabflusses sind vor allem wichtig:

- MQ mittlerer Abfluss
- MNQ mittlerer Niedrigabfluss

Es gelten immer die natürlichen Abflüsse ohne eine mögliche anthropogene Überformung. Mit dem Verhältnis MNQ/MQ wird der Typ der Jahresdauerlinie bestimmt.

Beide Werte können den „Gewässerkundlichen Jahrbüchern“ für die amtlichen Pegel entnommen werden. Weitere Pegelwerte können bei den Landesumweltämtern erfragt werden.

Sind die Abflüsse MQ und MNQ für den jeweiligen Standort aus den Pegeldaten oder aus vorliegenden hydrologischen Untersuchungen bekannt, so können diese unmittelbar übernommen werden. Ist dies nicht der Fall, dann können die Abflüsse aus den Werten der ober- und unterliegenden Pegel wie folgt ermittelt werden. Liegen keine direkten hydrologischen Werte vor, dann müssen diese in einem gesonderten Gutachten ermittelt bzw. abgeschätzt werden.

C.3

Einzeluntersuchung bei Ausleitungsstrecken als Wanderkorridor

Befindet sich die einzige Fischaufstiegsanlage am Wehr, muss die Ausleitungsstrecke für die Fische durchwanderbar sein. Für die Festlegung des Mindestabflusses gilt folgendes Verfahren:

- Es wird zunächst der Mindestabfluss entsprechend Kapitel C.2 auf der Basis der Orientierungswerte 0,33 bzw. 0,5 MNQ ermittelt.
- Danach wird durch eine Einzelfalluntersuchung mit Messung oder hydraulischer Berechnung der Fließtiefen und der Geschwindigkeiten ermittelt, ob die Ausleitungsstrecke für die potenziell natürliche Fischfauna durchwanderbar ist. Ist dies nicht der Fall, muss der erforderliche Mindestabfluss aus den entscheidenden hydraulischen Parametern entsprechend Tab. C. 3 bestimmt werden, wobei zunächst die erhöhten Orientierungswerte (0,5 bzw. 0,6 MNQ) anzusetzen sind.

Üblicherweise liegen die so ermittelten Mindestabflüsse für kleine Fließgewässer im Bereich 0,5 bis 1,0 MNQ, für größere Gewässer zwischen 0,3 und ca. 0,6 MNQ – je nach Sohlenstruktur und Abflussverhalten des Gewässers.

Die Konkurrenzsituation der Strömungen und ihre Wirkung auf die Fische an der Mündung des Unterwasserkanals ist zu untersuchen und es ist eine eindeutige technische Lösung zur Vermeidung der Sackgassenwirkung zu finden oder deren Unerheblichkeit nachzuweisen (z. B. Unerheblichkeit bei kurzem Unterwasserkanal oder durch lokale fischbiologische Untersuchungen).

C.3.1

Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke

Für die Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke sind folgende Parameter entscheidend:

- Die mittlere Wassertiefe, die über eine angemessene Breite im Bereich der Gleiten bzw. Riffle-Strukturen auftritt, muss eine Durchwanderung ermöglichen.
- Die mittlere Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor über den Gleiten muss eine Orientierung der Fische ermöglichen.

Diese Werte müssen den Anforderungen der Zielarten genügen. Hier bestehen Wissensdefizite, insbesondere hinsichtlich der erforderlichen Fließtiefe und ihrer flächigen Ausdehnung im Gewässer, denn die Ansprüche der Fischfauna können „derzeit noch für die meisten mitteleuropäischen Fischarten“ nicht formuliert werden (GISECKE & JORDE 1997). Daher ist festzuhalten:

Hinsichtlich der Ansprüche der Fischfauna an Mindestfließtiefe und Mindestgeschwindigkeit besteht erheblicher Forschungsbedarf. Alle Verfahren zur Festlegung von gewässerökologisch begründeten Mindestabflüssen können nur von vorläufigen Werten ausgehen.

Die nach LAWA (2001) geltenden Mindestfließtiefen beziehen sich auf Mittelgebirgsgewässer. Für die Forellenregion wird eine Mindesttiefe in den pessimalen Profilen von 20 cm gefordert, die jedoch in natürlichen Gewässern über lange Zeiträume des Jahres nicht auftreten. Ähnliches kann für den Übergangsbereich zur Äschenregion gelten.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Durchwanderbarkeit von pessimalen Gewässerabschnitten auch bei erheblich niedrigeren Wassertiefen als den Mindesttiefen entsprechend LAWA (2001) nachgewiesen wurde. SCHWEVERS et al. (2004) fanden bei der Untersuchung von Durchlässen keine wirksame Veränderung der Passierbarkeit durch Bachforellen bei Wassertiefen unter 7 cm und glatter Sohle.

Daher wurden die in den Ausleitungsstrecken von Mittelgebirgsgewässern von NRW zu fordernden Mindestfließtiefen der Forellen- und der Äschenregion gegenüber LAWA (2001) entsprechend reduziert und flexibler gestaltet. Tabelle C.3 zeigt die Orientierungswerte für die geringste mittlere Wassertiefe, die in den pessimalen Profilen erreicht werden muss. Für Gewässer mit einem Sohlengefälle > 1 bis 2 % sollte in diesen Profilen die rheotaktische Fließgeschwindigkeit von 0,3 m/s im Mittel nicht unterschritten werden. Für die Gewässer des Flachlandes mit einem geringeren Sohlengefälle muss die zu fordernde Fließgeschwindigkeit in den pessimalen Profilen den natürlichen Bedingungen des Gewässers angepasst werden.

Tab. C. 3: Orientierungswerte für die Mindestfließtiefe und die Mindestfließgeschwindigkeit in den pessimalen Profilen von durchwanderbaren Ausleitungsstrecken von Gewässern.

	Für den Bereich der Schnelle (Riffle-Struktur) sind einzuhalten:	
Fließgewässerzone	Mindestwassertiefe [m]	Mindestfließgeschwindigkeit [m/s]
Forellenregion (Epi- und Metarhithral)	$\geq 0,10$ bis $0,15$	$\geq 0,3$
Äschenregion (Hyporhithral)	$\geq 0,15$ bis $0,20$ ⁽¹⁾	$\geq 0,3$
Äschenregion mit Großsalmoniden	$\geq 0,30$	$\geq 0,3$
Barbenregion (Epiptamal)	$\geq 0,3$ ⁽²⁾	$\geq 0,3$ ⁽³⁾
Brassenregion (Metapotamal)	$\geq 0,4$ ⁽²⁾	$\geq 0,3$ ⁽³⁾

(1) Der niedrigere Wert gilt für den Übergangsbereich zur Unteren Forellenregion insbesondere bei kleineren und/oder sehr stark schwankenden Gewässern.

(2) Die Werte gelten für das vollständige Artenspektrum entsprechend der Fließgewässerzonierung. In kleinen Gewässern sind die Mindestwassertiefen den Bedürfnissen des tatsächlichen potenziell natürlichen Artenspektrums anzupassen.

(3) In Flachlandgewässern ist die Mindestfließgeschwindigkeit an die natürlichen Fließbedingungen anzupassen.

C.3.2

Nachweis der hydraulischen Parameter

Wenn die Durchgängigkeit in der Ausleitungsstrecke realisiert werden soll, kann der Mindestabfluss nur in einer Einzelfalluntersuchung ermittelt werden. Der dazu erforderliche Nachweis der hydraulischen und morphologischen Parameter zur Sicherstellung der Durchwanderbarkeit kann erfolgen durch:

- Messung der Fließtiefe und der Geschwindigkeit in den Bereichen mit hohem Sohlgefälle (Gleiten) einerseits und den Gumpen andererseits. Dazu muss der jeweils zu überprüfende Abfluss in der Ausleitungsstrecke natürlicherweise gegeben sein oder durch Steuerung des Wehrs eingestellt werden. Bei Planungen kann ein sehr hoher Mess- und Zeitaufwand notwendig werden, da für die Überprüfung von unterschiedlichen Abflüssen der passende Zeitpunkt abgewartet werden muss. Andernfalls ist das Genehmigungsverfahren für eine Wasserkraftanlage immer mit der Unsicherheit hinsichtlich des später festzulegenden Mindestabflusses verbunden.

- Hydraulische Berechnung der Fließtiefe und der Geschwindigkeit mittels Rechenmodellen, die sehr kleinräumige Strömungsverhältnisse abbilden können. In der Regel ist dazu eine ausreichend genaue Vermessung der Sohlenstruktur erforderlich.
- Hydraulische Berechnung auf der Basis der Vermessung der Sohle, Abgleich durch einmalige Messung von Fließtiefen und Geschwindigkeiten in kritischen Querschnitten und Festlegung des Mindestabflusses durch Betrachtung der vom Abfluss abhängigen Veränderung von:
 - mittlere Fließgeschwindigkeit
 - mittlere Fließtiefe
 - benetztem Querschnittsbereich
 - mittlere Froude-Zahl

Dieses Verfahren greift auf Arbeiten von HEILMEIER (1997) und MADER (1992) zurück und hat sich in der Anwendung bewährt, weil nur eine Messung zum Abgleich erforderlich ist.

Veränderung des Lebensraums mit steigendem Mindestabfluss

Bei Einzelfalluntersuchungen kann häufig festgestellt werden, dass die hydraulischen Parameter bei steigendem Abfluss zunächst schnell anwachsen und dass dann ein mehr oder weniger ausgeprägter Knickpunkt in den Kurven besteht, ab dem eine weitere Steigerung des Abflusses nur mit einem geringeren Anstieg der Fließgeschwindigkeit, der Fließtiefe und –breite sowie der Froude-Zahl verbunden ist. Oberhalb dieses Knickpunktes ergibt sich demnach bei zunehmendem Mindestabfluss eine unterproportionale Verbesserung des aquatischen Lebensraums. Daher erlaubt dieser charakteristische Knickpunkt in Verbindung mit den Aussagen der Tab. C. 3 die Festlegung eines ökologisch begründeten Mindestabflusses, wie am Beispiel der Oberen Ahr gezeigt werden kann.

Beispiel Obere Ahr

Für Ausleitungsstrecken im nordrhein-westfälischen Abschnitt der oberen Ahr wurde der Mindestabfluss durch hydraulische Berechnungen und Eichung der Berechnungen n durch Messung von Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten ermittelt (INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE 1999). Maßgebend waren folgende Parameter:

- Wassertiefe über Riffle-Strukturen als Maß für die Durchwanderbarkeit durch Fische
- Fließgeschwindigkeit über Riffle-Strukturen hinsichtlich der Orientierungsfähigkeit von Fischen
- Benetzte Gewässerbreite, die die Größe des Lebensraums charakterisiert
- Froude-Zahl als Maß für die Strömungsvarianz und die Lebensraumbedingungen der aquatischen Fauna

Daten des Gewässerabschnitts

Einzugsgebietsgröße	125 km ²
Niedrigabfluss NQ	240 l/s
Mittlerer Niedrigabfluss MNQ	340 l/s
Mittlerer Abfluss MQ	1,43 m ³ /s
Sohlengefälle des Gewässers	ca. 6,5 ‰

Untere Forellenregion

Mittlere Fließgeschwindigkeit

Eine Fließgeschwindigkeit von ca. 0,3 m/s wird allgemein als Untergrenze für das positiv rheotaktische Verhalten von Fischen angesehen. Die Profile 32090 und 32040 markieren die Lage von natürlicherweise im Gewässer vorhandenen Sohlengleiten (Riffle-Strukturen). Die rheotaktische Geschwindigkeit wird als mittlere Geschwindigkeit an der pessimalen Stelle (Profil 32090) ab einem Mindestabfluss von 180 l/s erreicht bzw. überschritten.

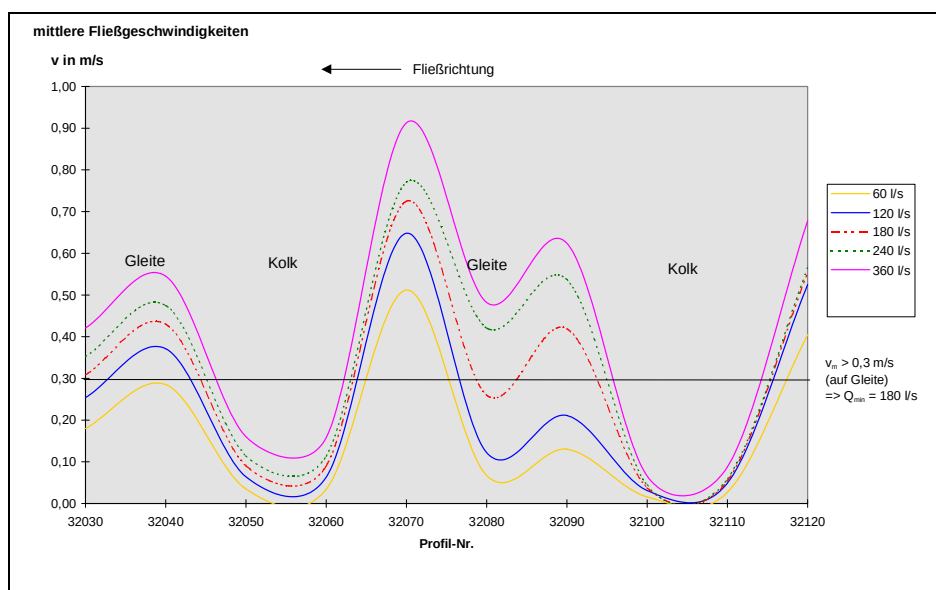


Abb. C. 1: Änderung der Fließgeschwindigkeit über den Längsschnitt der Ausleitungsstrecke

Mittlere Fließtiefe

Für die Untere Forellenregion wird in Tab. C. 2 eine Mindestfließtiefe über den Riffle-Strukturen von 10 bis 15 cm gefordert. Im untersuchten Abschnitt der Ahr stellen die Profile 32020 bis 32040 und 32070 die pessimalen Abschnitte dar. Dort kann eine Mindestfließtiefe von 10 cm mit einem Mindestabfluss von 120 l/s erreicht werden. Eine Mindestfließtiefe von 15 cm würde ca. 240 l/s erfordern.

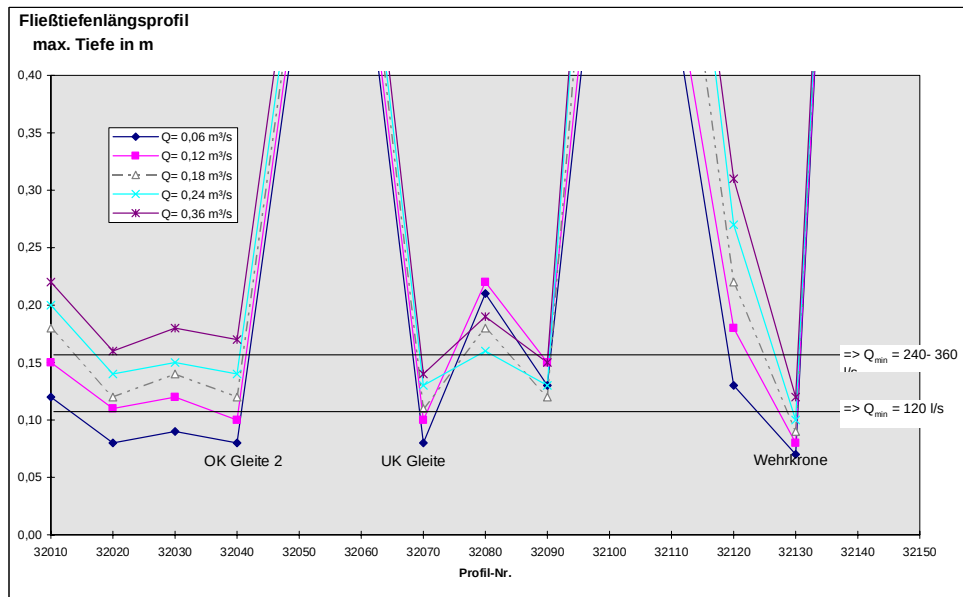


Abb. C. 2: Längsprofil der Fließtiefen

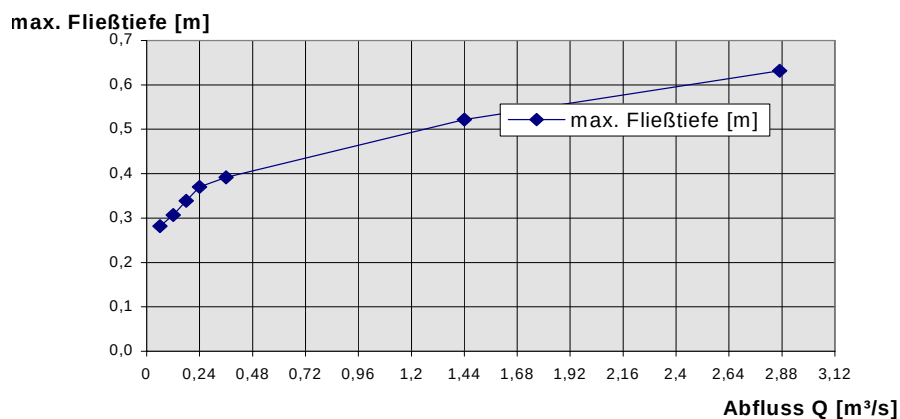


Abb. C. 3: Verlauf der über den Gewässerabschnitt gemittelten Fließtiefe in Abhängigkeit vom Abfluss

Die graphische Darstellung der über die Ausleitungsstrecke gemittelten Fließtiefen zeigt, dass der Anstieg der mittleren Fließtiefe bei steigendem Abfluss unterschiedlich steil ist: Bei etwa 240 l/s besteht ein charakteristischer Knickpunkt, oberhalb dessen die Zunahme der Fließtiefe erheblich flacher ist als darunter. Der größte Gewinn hinsichtlich der Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke ergibt sich also bis 240 l/s.

Mittlere, benetzte Querschnittsbreite

Für den Zugewinn an benetzter Querschnittsbreite liegt der Punkt, von dem ab dem die Kurve abflacht, bei 360 l/s.

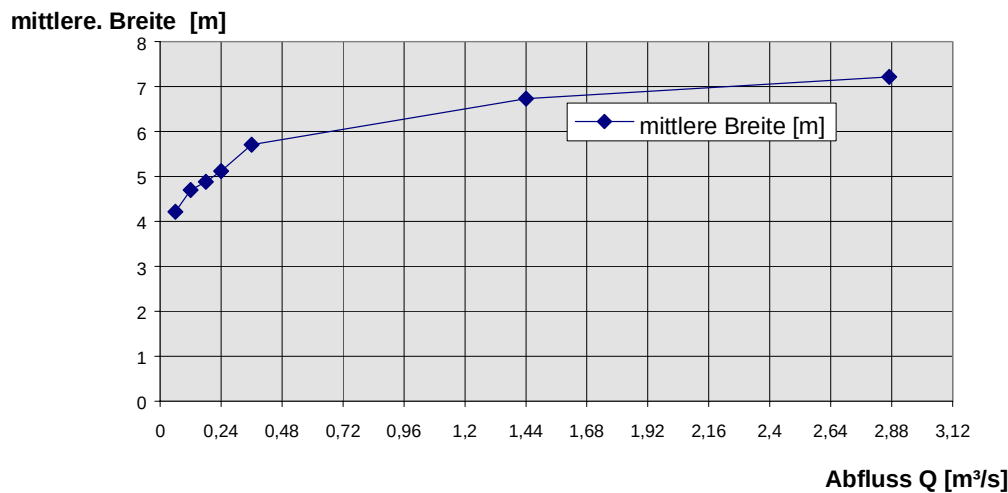


Abb. C. 4: Mittlere benetzte Gewässerbreite in Abhängigkeit vom Abfluss

Mittlere Froude- Zahl

Die Froude-Zahl stellt ein Maß für die Strömungsvarianz und damit für die Lebensraumbedingungen der aquatischen Fauna dar. Nach Untersuchungen von HEILMEIR und MAILE (1994) weist die Froude-Zahl eine gute Korrelation zu den Ergebnissen der FST-Halbkugelmethode nach STATZNER et al. (1990, 1991) auf. Ein von vielen in der Strömung lebenden Organismen bevorzugter Froude-Zahl-Bereich liegt zwischen 0,3 und 0,5. Rheobionte, also auf schnellfließende Gewässer angewiesene Organismen, sind auf deutlich höhere Froude-Zahlen angewiesen

Die Froude-Zahl ist definiert als Verhältnis von Trägheits- zu Schwerkraftwirkung:

$$Fr = \frac{v}{\sqrt{g \cdot h}} \quad \text{mit} \quad v = \text{Strömungsgeschwindigkeit}$$

g = Erdbeschleunigung,
 h = Fließtiefe
 nach BOLLRICH &
 PREISSLER (1992)

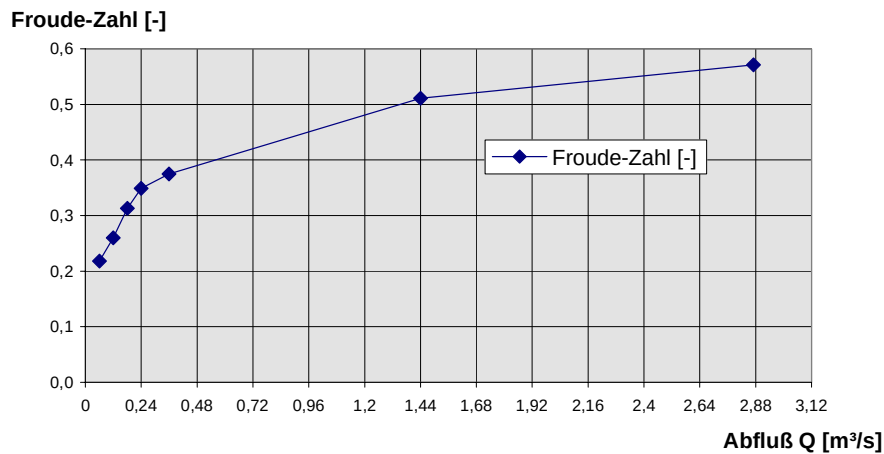


Abb. C. 5: Mittlere Froude-Zahl in Abhängigkeit vom Abfluss. Die Auswertung des untersuchten Abschnittes der Ahr zeigt bei der Froude-Zahl noch deutlicher als bei den vorgenannten Parametern einen starken Anstieg bei Abflüssen bis 240 l/s, der sich bei weiterer Abflusserhöhung abflacht.

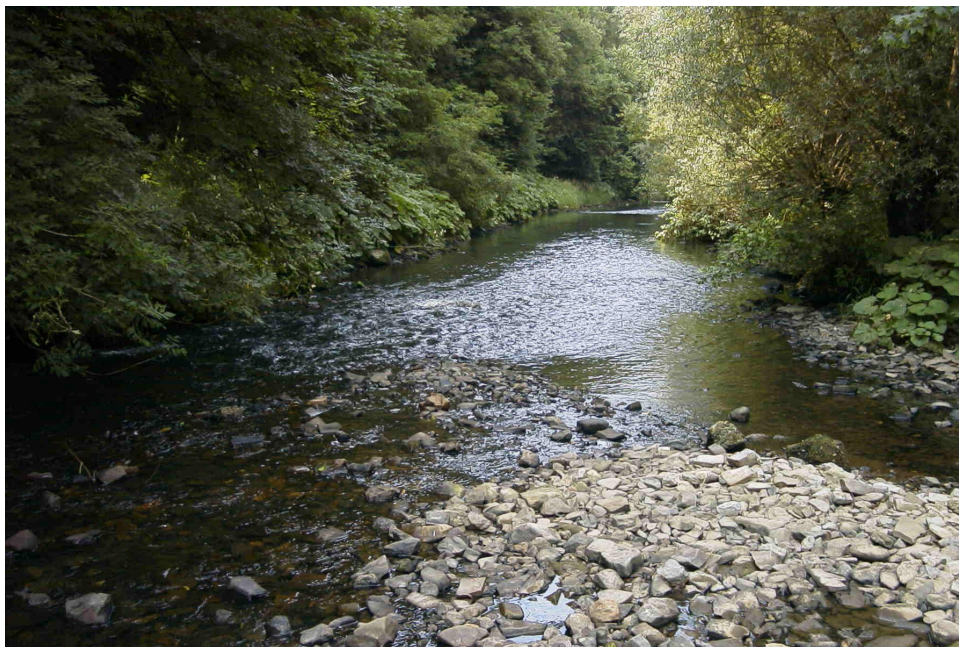


Abb. C. 6: Die pessimalen Profile sind relevant für die Durchwanderbarkeit von Ausleitungsstrecken

Zusammenfassung

Die meisten gewässerökologisch relevanten Parameter besitzen im unteren Abflussbereich einen steileren Gradienten als bei höheren Abflüssen. Der Knickpunkt für die mittlere maximale Fließtiefe und die mittlere Froude-Zahl liegt bei 240 l/s, für die mittlere benetzte Gewässerbreite bei 360 l/s. Die nach Tab. C.3. geforderte Mindestfließtiefe über den Riffle-Strukturen wird bei 120 bis 240 l/s erreicht. Für die Sicherstellung der rheotaktischen Geschwindigkeit in den pesimalen Profilen sind 180 l/s erforderlich.

Wird der Mindestabfluss schwerpunktmäßig auf die Durchgängigkeit ausgelegt, so würde im untersuchten Ahrabschnitt $Q_{\min} = \text{ca. } 240 \text{ l/s}$ diese Forderung erfüllen.

C.4

Mindestabfluss an Ausleitungsstrecken des Flachlandes

Nach Auswertung der vorliegenden Literatur ergibt sich, dass mehr oder weniger alle Verfahren zur Ermittlung von gewässerökologisch begründeten Mindestabflüssen im Hinblick auf Mittelgebirgsgewässer, teilweise auch für den alpinen Bereich entwickelt wurden.

Diese Gewässer sind gekennzeichnet durch:

- typische Sohlgefälle $\geq 1 \dots 2 \text{ ‰}$.
- mittlere Fließgeschwindigkeit $\geq$ ca. 0,35 m/s.
- überwiegend steinig-kiesige Sohle.
- hohe Sohl- und Strömungsdiversität.

Die Empfehlung der LAWA (LAWA 2001) macht hinsichtlich ihres Anwendungsbereichs keine Aussagen, obwohl die Forderung nach einer mittleren Querschnittsgeschwindigkeit von $v_m \geq 0,3 \text{ m/s}$ nur von den o. g. Gewässern erfüllt werden kann.

Der Entwurf zur rheinland-pfälzischen Mindestabfluss-Regelung (RHEINLAND-PFÄLZISCHER ARBEITSKREIS 1998) stellt explizit fest: *„Das hier vorgestellte Verfahren ist für alle Mittelgebirgsgewässer in Rheinland-Pfalz mit überwiegend steinigem und kiesigem Gewässerbett ausgelegt.“*

Da die Empfehlung der LAWA weitgehend auf diesem Verfahren beruht, bleibt die Feststellung, dass sie auf Flachlandgewässer nicht ohne weiteres anwendbar ist. Daher wurden in Tab. C.3 die Forderungen gegenüber LAWA (2001) verändert: Die Mindestfließtiefe sollte sich am für den Standort gültigen potenziell natürlichen Artenspektrum orientieren und nicht generell Wassertiefen fordern, die nur für die großen Fische erforderlich sind. Die Mindestfließgeschwindigkeit muss einen Bezug zu den Fließverhältnissen des Gewässers haben und kann ggf. geringer als 0,3 m/s sein.

PASCH (1997) weist auf folgende wesentliche Auswirkungen der Abflussverminderung in Ausleitungsstrecken in Flachlandgewässern hin:

- Höhere Gefahr der Grundwasserabsenkung, welche bei kleinen Anlagen möglicherweise durch ihre begrenzte Ausdehnung bzw. durch den Staubeereich abgeschwächt wird.
- Stärkere Auswirkung der Verringerung der Fließgeschwindigkeit auf die Sedimentzusammensetzung.
- Lange Aufenthaltszeiten des Wassers mit Einflüssen auf Temperatur und biologischer Stoffzusammensetzung.

Diese Zusammenhänge sollten bei der Festlegung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken des Flachlandes berücksichtigt werden.

C.5

Mindererzeugung von Wasserkraftanlagen durch den Mindestabfluss

Der Mindestabfluss in der Ausleitungsstrecke und der möglicherweise zusätzliche Betriebsabfluss einer Fischaufstiegsanlage am Wasserkraftwerk sind energetisch nicht nutzbar. Gegenüber der Nutzung des vollen Abflusses im Gewässer entsteht dadurch eine Reduzierung der jährlichen Energieerzeugung (= Jahresarbeit). Die Minderung hängt ab von:

- Gewässertyp (gleichmäßig/ungleichmäßig)
- Höhe des Mindestabflusses
- Ausbaugrad der Wasserkraftanlage
- Technische Ausrüstung der Anlage

Die Minderung lässt sich im Einzelfall auf der Basis der örtlichen Bedingungen berechnen. Innerhalb der Studie ist dies nur als Abschätzung möglich. Dazu wurde die Mindererzeugung für drei beispielhafte Wasserkraftanlagen, die den größten Teil des Spektrums der Anlagen in NRW abbilden, mit unterschiedlichen Ausbaugraden berechnet:

1. Ausbaugrad = 1 $(Q_A = M_Q)$
2. Ausbaugrad = 0,75 $(Q_A = 0,75 M_Q)$
3. Ausbaugrad = 0,5 $(Q_A = 0,5 M_Q)$

Die Jahresarbeit wurde für die Abflusstypen I und II für unterschiedliche Mindestabflüsse berechnet:

$Q_{\min} =$	0 MNQ (volle Nutzung des Abflusses als theoretischer Vergleich)
$Q_{\min} =$	1/6 MNQ
$Q_{\min} =$	1/4 MNQ
$Q_{\min} =$	1/3 MNQ
$Q_{\min} =$	1/2 MNQ
$Q_{\min} =$	1/1 MNQ

Auf diese Weise kann die Mindererzeugung für eine große Spannweite von möglichen Mindestabflüssen abgeschätzt werden. Die Ergebnisse sind in Abb. 4 und 5 dargestellt. Dabei repräsentiert 100 % Jahresarbeit eine Anlage mit Ausbaugrad 1 (der Ausbaudurchfluss entspricht dem mittleren Abfluss, $Q_A = M_Q$) an einem Gewässer Typ I ohne Mindestabfluss – also das theoretische Potential. Alle Jahresarbeiten der übrigen Anlagentypen wurden auf dieses theoretische Potential bezogen. Es ist erkennbar, dass eine Anlage mit Ausbaugrad 1 an einem Gewässer Typ II ohne Mindestabfluss nur 73,5 % des theoretischen Wertes an Typ I erzeugen kann. Dementsprechend ist die Mindererzeugung bei Gewässertyp II geringer als bei Typ I.

Die Verluste können ggf. durch Nutzung des Mindestabflusses mit einer zusätzlichen Turbine am Wehr reduziert werden. Daneben bestehen weitere Kompensationsmöglichkeiten wie z. B. durch eine Wehrerhöhung und durch Vergrößerung des Ausbaudurchflusses.

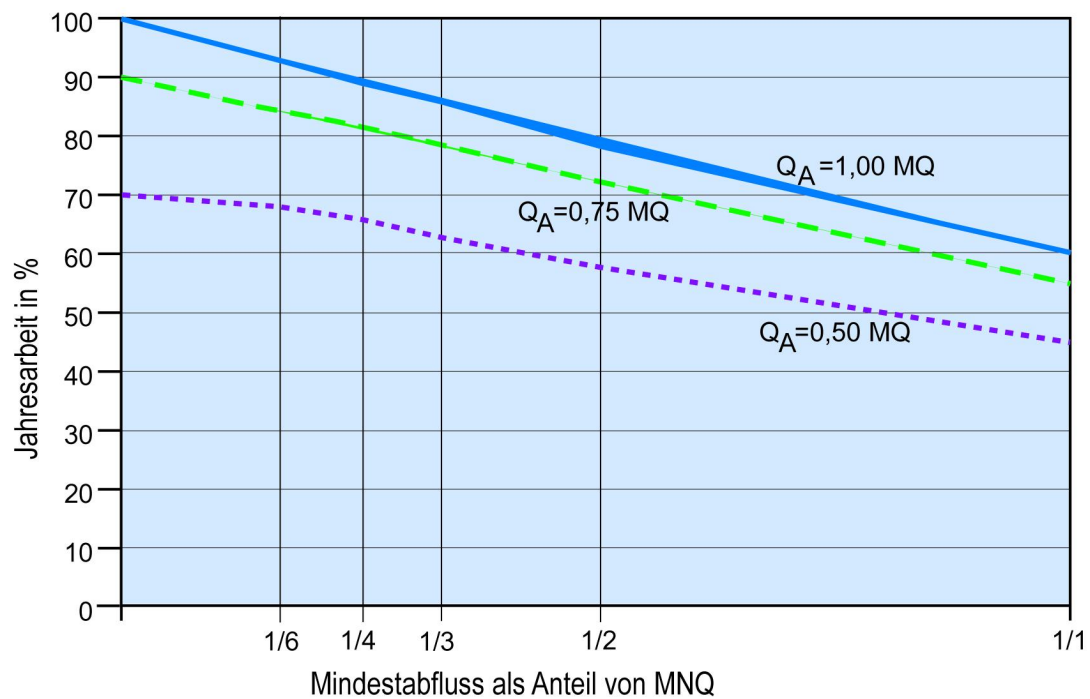
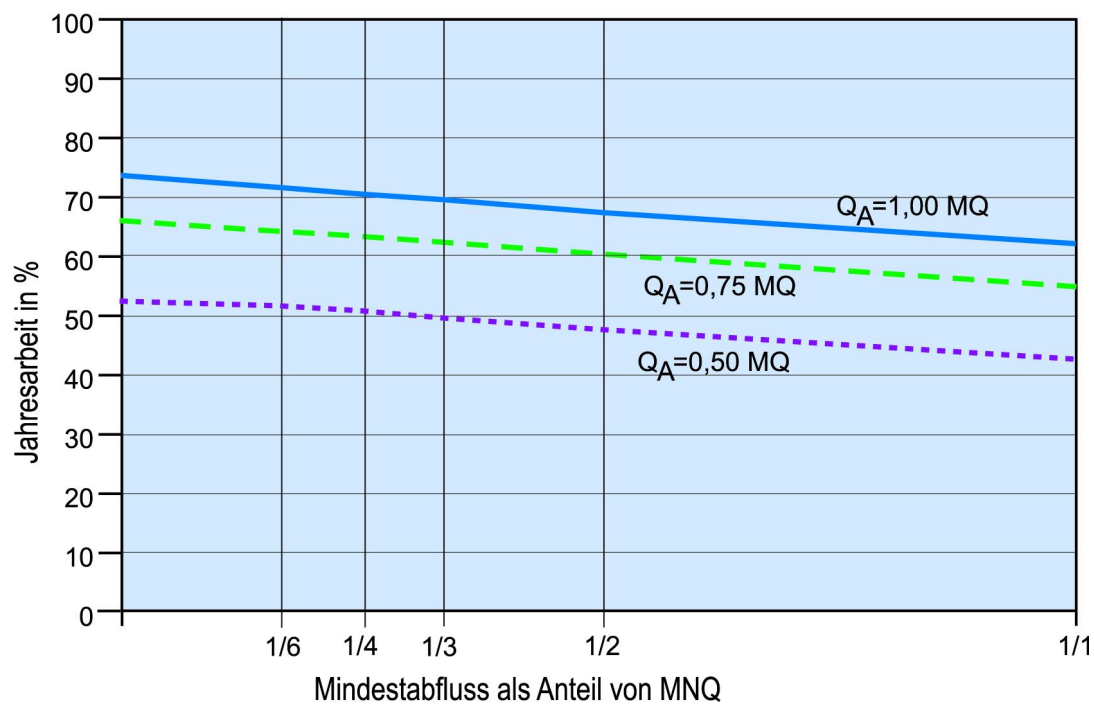
Abb. C. 7: Auswirkung von $Q_{\min}$ auf die Jahresarbeit bei Anlagen an Gewässertyp IAbb. C. 8: Auswirkung von $Q_{\min}$ auf die Jahresarbeit bei Anlagen an Gewässertyp II



Abb. C. 9: Zusätzliche Wasserkraftanlage zur energetischen Nutzung des Mindestabflusses an der Wehranlage Hengsen/Ruhr. Der Auslauf der Turbine mündet unmittelbar unterhalb der letzten Wehrschwelle in das Gewässer.

Teil D Bewertung der Durchgängigkeit

Inhaltsverzeichnis

Teil D Bewertung der Durchgängigkeit.....	D-1
D.1 Grundlagen	D-1
D.1.1 Aufwärts gerichtete Durchgängigkeit	D-3
D.1.2 Abwärts gerichtete Durchgängigkeit	D-11

D.1

Grundlagen

Die Abschätzung der fischökologischen Durchgängigkeit basiert generell auf den im Handbuch Querbauwerke NRW (DUMONT et al. 2005) beschriebenen Grundlagen.

Für das Bewertungssystem wurden die Qualitätskomponenten der EG-WRRL (Anhang V) „Fische“ und „benthische wirbellose Fauna“ als fachliche Basis ausgewählt:

- Als obligat aquatische Organismen unterliegen Fische und viele Makrozoobenthos-Organismen unmittelbar den Lebensbedingungen im aquatischen Milieu und damit den direkt auf die Fließgewässer einwirkenden anthropogenen Einflüssen.
- Anhand historischer Quellen sowie auf der Grundlage der biologischen Fließgewässerzonierung lassen sich die typischen Artengemeinschaften der beiden Organismengruppen vergleichsweise zuverlässig beschreiben.
- Über die stromaufwärts gerichteten Migrationen der Fischfauna liegen artspezifisch differenzierte Erkenntnisse vor. So lassen sich Aspekte zur linearen Durchgängigkeit, d.h. zur Kontinuität der Flüsse bzw. deren Unterbrechung durch Querbauwerke sowie die Anforderungen von Rundmäulern und Fischen an Aufstiegsanlagen präzise beantworten. Ergänzung findet dies durch Erkenntnisse über die Gegenstromwanderungen aquatischer Wirbelloser, die Hinweise für die Gestaltung von Fischaufstiegsanlagen geben (DWA 2010).
- Verschiebungen dieser Lebensgemeinschaften hinsichtlich der Zusammensetzung z. B. von Ernährungs- und/oder Strömungstypen belegen die Einflüsse von Aufstau und Ausleitung.
- Schädigungen bei der flussabwärts gerichteten Passage von Stauanlagen und Wasserkraftwerken sowie an sonstigen Wasserentnahmeeinrichtungen ohne ausreichende Schutzmaßnahmen treten bei Fischen in beträchtlichem Ausmaß auf und sind durch zahlreiche Untersuchungen dokumentiert (u. a. ATV-DVWK 2004).

Als Grundlage für das Bewertungssystem wurde die Fließgewässerzonierung gewählt, die das von anthropogenen Einflüssen weitgehend unbeeinträchtigte Artenspektrum definiert.

Als „Standort“ wird der gesamte von einem Querbauwerk, einer Wasserkraft- oder einer sonstigen Wassernutzungsanlage beeinflusste Gewässerbereich definiert. Er reicht von der Stauwurzel bis zur Mündung eines eventuell vorhandenen Unterwasserkanals.

Alle Standorte werden hinsichtlich ihres Einflusses auf die lineare Durchgängigkeit sowohl für auf- als auch abwandernde Organismen bewertet. Dies schließt die Beurteilung der Wirksamkeit von Fischauf- sowie Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen ein. Die Bewertung erfolgt mit Hilfe einer fünfstufigen Skala, die in Anlehnung an die Darstellung der saprobiellen Gewässergüte farbig unterlegt ist.

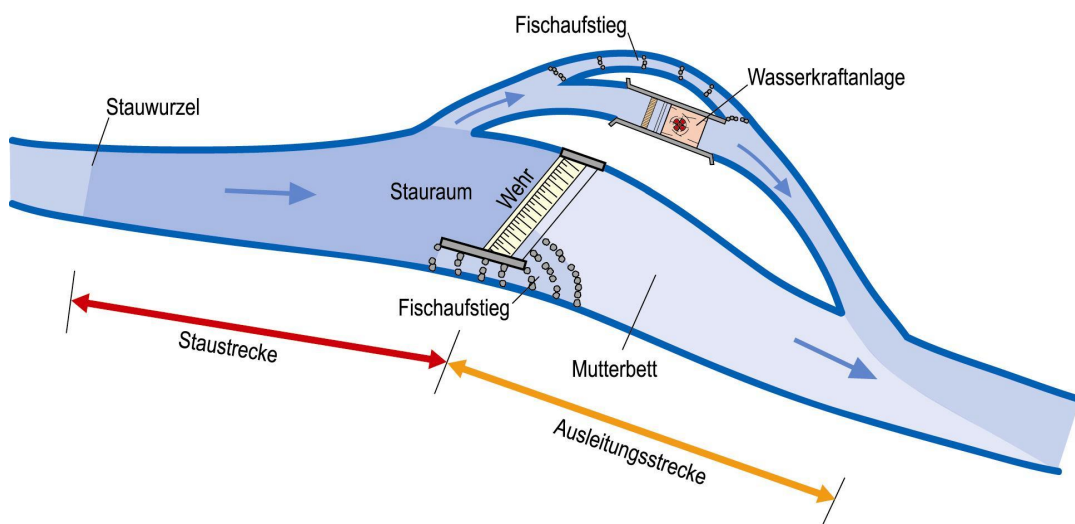


Abb. D. 1: Komponenten eines Wasserkraftstandortes

Die Bewertung erfolgt grundsätzlich in einer fünfstufigen Skala. Im weiteren Verfahren gehen die Parameter unterschiedlich ein:

Tab. D. 1: Einstufung von Auffindbarkeit, Passierbarkeit und Durchgängigkeit

	A	B	C	D	E
Bezeichnung Einstufung	keine Beeinträchtigung	gut	eingeschränkt	gravierend eingeschränkt	ungenügend

Tab. D. 2: Einstufung des Schädigungsgrades

	A	B	C	D	E
Bezeichnung Einstufung	keine Beeinträchtigung	gering	mäßig	erheblich	hoch

D.1.1

Aufwärts gerichtete Durchgängigkeit

Die Einschätzung der aktuellen, aufwärts gerichteten Durchgängigkeit berücksichtigt folgende Kriterien:

- Großräumige Auffindbarkeit potenzieller Wanderwege (über Wehr oder WKA, s.o.)
- Kleinräumige Auffindbarkeit potenzieller Wanderwege (in der Regel Fischaufstiegsanlagen)
- Passierbarkeit von Wanderhindernissen wie Wehr, WKA und Fischaufstiegsanlagen (FAA)

Die Durchgängigkeit ist grundsätzlich für die potenziell natürliche Fischfauna des jeweiligen Gewässerabschnitts zu gewährleisten.

Die flussaufwärts gerichtete Wanderung ist nur dann sichergestellt, wenn mindestens ein Wanderkorridor existiert, der nach den in Teil A und den maßgeblichen Tabellen formulierten Grundsätzen sowohl gut auffindbar als auch gut passierbar ist.

- Großräumige Auffindbarkeit

Unter großräumiger Auffindbarkeit wird verstanden, in welchem Maß ein Wanderkorridor zur Passage des Standortes aufgefunden werden kann. Dieser kann über das Querbauwerk, die WKA oder eine Umflut führen und besteht grundsätzlich aus dem passierbaren Bauwerk (Fischaufstiegsanlage oder Querbauwerk) und den Gewässerstrecken ober- und unterhalb des Bauwerks wie Abb. D.2 zeigt.

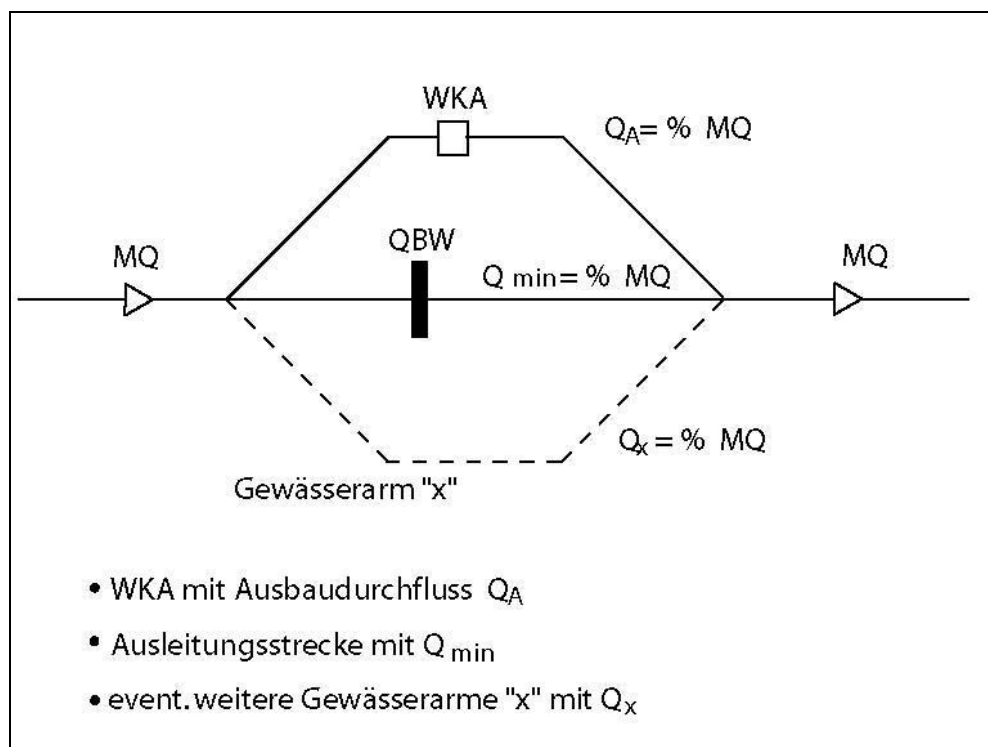


Abb. D.2: Abflussverteilung

Die großräumige Auffindbarkeit richtet sich nach der Abflussaufteilung. Es wird angenommen, dass die Fische der Hauptströmung folgen. In Abb. D.3 ist die gewählte Abhängigkeit zwischen dem Ausbaugrad der Wasserkraftanlage bzw. dem Grad der Entnahme bei einem mittleren Abfluss MQ und dem Anteil der über das Wehr auf- bzw. abwandernden Fische dargestellt.

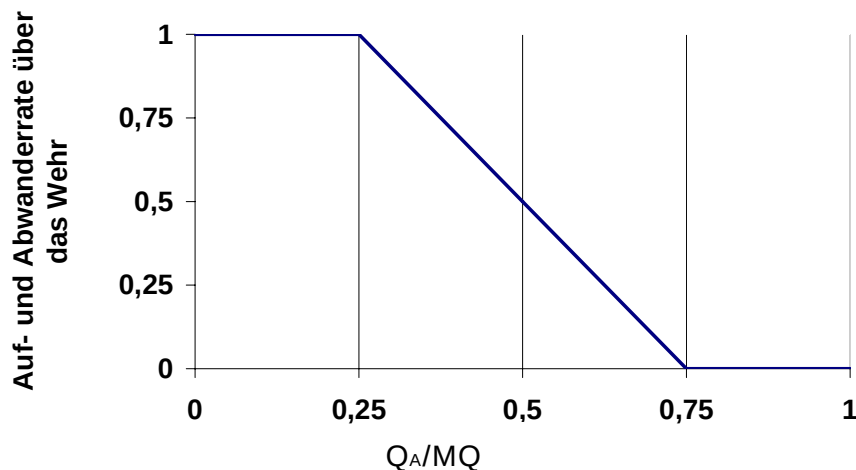


Abb. D.3: Abhängigkeit der Auf- und Abwanderrate über das Wehr (großräumige Auffindbarkeit) vom Ausbaugrad der WKA Q_A bzw. Grad der Wasserentnahme

- Kleinräumige Auffindbarkeit

Die kleinräumige Auffindbarkeit resultiert aus der Lage des Einstiegs einer Fischaufstiegsanlage zum Wanderhindernis und der Ausbildung der Leitströmung in Relation zu dem konkurrierenden Abfluss.

Die kleinräumige Auffindbarkeit der Wanderwege bzw. Fischaufstiegsanlagen wird nicht artspezifisch ermittelt, sondern für alle zu betrachtenden Arten, die sich rheotaktisch verhalten, als gleich angenommen.

Die Bewertung erfolgt gemäß Tab. D.4.

- Passierbarkeit eines Querbauwerks

Die Passierbarkeit von Wehren und Fischaufstiegsanlagen wurde für die Arten der Referenzzönose und spezifisch für Steigaale und Lachse gemäß Teil A, Anlage 4 bewertet.

Die Bewertung erfolgt gemäß Tab. D.5.

- Passierbarkeit einer Fischaufstiegsanlage

Die Passierbarkeit von Fischaufstiegsanlagen wird für die Arten der Referenzzönose entsprechend Teil A bewertet. Neben den potamodromen Arten sind hier ggf. die diadromen Arten als Zielarten zu berücksichtigen.

Die Bewertung erfolgt gemäß Tab. D.6.

- Gesamtaberschätzung Durchgängigkeit aufwärts am Standort

Die Methode zur Gesamtbewertung eines Standortes berücksichtigt sowohl die Situation an Flusskraftwerken als auch an Ausleitungskraftwerken und möglichen weiteren Gewässerverzweigungen.

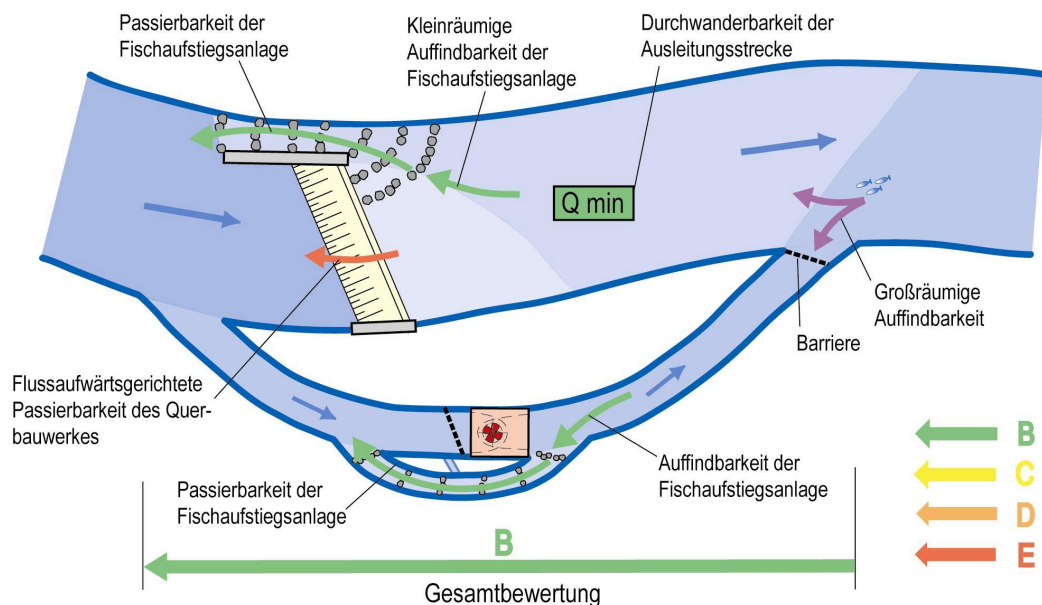


Abb. D.1: Parameter-Bewertung der Durchgängigkeit eines Standortes mit Wanderkorridoren in der Ausleitungsstrecke und im Betriebskanal

Jeder einzelne Wanderkorridor wird bezüglich der groß- und kleinräumigen Auffindbarkeit sowie der Passierbarkeit bewertet. Die Bewertung jedes Wanderkorridors erfolgt nach dem pessimalen Parameter.

Die Gesamtbewertung der flussaufwärts gerichteten Durchgängigkeit ergibt sich aus der Gewichtung der Bewertungen der einzelnen Wanderkorridore. Dabei wird die Wahrscheinlichkeit, dass Fische einen bestimmten Wanderkorridor wählen, proportional zu den Abflussanteilen der möglichen Wanderkorridore bei Mittlerem Abfluss MQ angesetzt.

Falls an der Mündung des Unterwasserkanals eine wirksame Einschwimmsperre installiert ist, wird die Gewichtung nicht entsprechend der Abflussverteilung vorgenommen. Der gesperrte Wanderkorridor wird mit „0%“ belegt.

Die Einzelbewertungen der Parameter für die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit werden in der nachfolgenden Tab. D.3 zusammen gestellt.

Tab. D.3: Gesamtbewertung der flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit eines Standortes

Fall	Wanderkorridor	Großräumige Auffindbarkeit des Wanderkorridors	Kleinräumige Auffindbarkeit des Einstiegs der FAA (Tab. D.4)	Passierbarkeit von FAA oder QBW (Tab. D.5 und Tab. D.6)		Bewertung für Wanderkorridor	Gewichtung Wanderkorridor
1	Betriebskanal, FAA an WKA				Bewertung jeder Wanderoute nach pessimalem Parameter		Gewichtung entsprechend Abflussverteilung bei MQ. Falls der Unterwasserkanal keine Sackgassenwirkung bzw. eine funktionstüchtige Einwandersperre aufweist, wird dieser Gewässerarm mit 0% Abflussanteil belegt
2	Mutterbett = Ausleitungsstrecke						
3	Ggf. weitere Wanderkorridore (z.B. Gewässerarme)						

Gesamtbewertung der flussaufwärts gerichteten Durchgängigkeit des Standortes

Tab. D.4.: Bewertung der *Kleinräumigen Auffindbarkeit* eines Wanderkorridors

Bewertungsstufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien für großräumige Auffindbarkeit eines Wanderkorridors Querbauwerk, Ausleitungskraftwerk, Flusskraftwerk
A	Unbeeinträchtigte Auffindbarkeit	Es ist kein Querbauwerk vorhanden ODER das Querbauwerk ist ein gewässerbreites Raugerinne.
B	Die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage ist nicht oder nur geringfügig beeinträchtigt: Die Hauptströmung führt alle aufwandernden Fische an mindestens 300 Tagen (DVWK 1996) im Jahr zum Einstieg einer Fischaufstiegsanlage.	Kleinräumige Auffindbarkeit ist gegeben bei: Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk UND/ ODER am Kraftwerk mit Positionierung nach Teil A.4 , Anlage 4. Fischaufstiegsanlage uferseitig neben dem Wasserkraftwerk; Einstieg nicht ins Unterwasser vorgebaut. Leitströmung tritt parallel zur Hauptströmung aus und wird von schwankenden Unterwasserständen nicht beeinträchtigt.
C	Die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage ist mäßig beeinträchtigt oder nur an mehr als 240 Tagen sichergestellt	Kleinräumige Auffindbarkeit ist mäßig beeinträchtigt, wenn: Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk, deren Positionierung und Leitströmung geringfügig von Anforderungen nach Teil A.4, Anlage 4 abweicht. Fischaufstiegsanlage uferseitig neben dem Wasserkraftwerk. Positionierung und Leitströmung weichen mäßig vom Stand der Technik (Teil A.4, Anlage 4) ab.
D	Durch falsche Positionierung ist die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage erheblich beeinträchtigt.	Kleinräumige Auffindbarkeit ist erheblich beeinträchtigt, wenn: Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk. Einstieg weit unterhalb, keine wahrnehmbare Leitströmung Fischaufstiegsanlage am Ufer, das dem Kraftwerk gegenüberliegt. Positionierung entspricht ansonsten den Kriterien in Stufe B.
E	Fischaufstiegsanlage ist nicht auffindbar.	Kleinräumige Auffindbarkeit ist nicht gegeben wenn: Aufstiegsanlage nicht sicher auffindbar ist, da vollkommen falsch positioniert.

Tab. D.5: Bewertung der flussaufwärts gerichteten *Passierbarkeit* eines Querbauwerks ohne gesonderte Fischaufstiegsanlage

Bewertungsstufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien
		Querbauwerk ohne Fischaufstiegsanlage
A	Unbeeinträchtigte Aufwanderung	Es ist kein Querbauwerk vorhanden
B	Passierbarkeit des Standortes ist nur geringfügig beeinträchtigt und an mindestens 300 Tagen/Jahr gegeben.	Das Querbauwerk ist flach geneigt, mit rauer Oberfläche und ausreichender Wassertiefe im Wanderkorridor, so dass es ebenso leicht passierbar ist wie eine natürliche Rausche.
C	Passierbarkeit des Standortes ist an mindestens 240 Tagen und/oder für einzelne Arten und/oder Größen nur eingeschränkt gegeben.	Das Querbauwerk ist so steil und hoch, dass die hydraulischen Bedingungen auch bei höherem Rückstau die Grenzwerte nach Tab. A.2 (Teil A , Anlage 4) mäßig überschreiten.
D	Der Standort ist nur von erheblich eingeschränktem Arten- und Größenspektrum überwindbar.	Das Querbauwerk ist so steil und hoch, dass auch bei höherem Rückstau die hydraulischen Grenzwerte nach Tab. A.2 (Teil A , Anlage 4) erheblich überschritten werden.
E	Der Standort ist auch bei Hochwasser nicht passierbar.	Das Querbauwerk wird bei Hochwasser nicht überstaut und die hydraulischen Grenzwerte nach Tab. A.2 (Teil A , Anlage 4) werden immer gravierend überschritten.

Tab. D.6: Bewertung der flussaufwärts gerichteten *Passierbarkeit* eines Querbauwerks mit Fischaufstiegsanlage

Bewertungsstufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien
		Querbauwerk mit Fischaufstiegsanlage
A	Unbeeinträchtigte Aufwanderung	Es ist kein Querbauwerk vorhanden
B	Passierbarkeit des Standortes ist nur geringfügig beeinträchtigt und an mindestens 300 Tagen/Jahr gegeben.	Aufstiegsanlage entspricht dem Stand der Technik (vgl. Tab. A.2 und A.3 im Teil A, Anlage 4) sowohl für die größten als auch die leistungsschwächsten Arten und Entwicklungsstadien.
C	Passierbarkeit des Standortes ist an mindestens 240 Tagen UND/ ODER für einzelne Arten UND/ ODER Größen nur eingeschränkt gegeben.	Leichte Abweichungen von den Grenzwerten nach Tab. A.2 und A.3 (Teil A, Anlage 4) bezüglich Strömungsgeschwindigkeit, Energieeintrag, Dimensionen etc..
D	Der Standort ist nur von erheblich eingeschränktem Arten- und Größenspektrum überwindbar.	Starke Abweichungen von den Grenzwerten nach Tab. A.2 und A.3 (Teil A, Anlage 4).
E	Der Standort ist auch bei Hochwasser nicht passierbar.	Gravierende Abweichungen von den Grenzwerten nach Tab. A.2 und A.3 (Teil A, Anlage 4).

Tab. D. 7: Gesamtbewertung eines Standorts bezogen auf eine Zielart

	A	B	C	D	E
Bezeichnung Einstufung	Keine Beeinträchtigung	gut	eingeschränkt	gravierend eingeschränkt	ungenügend
Aufwanderrate	100%	95 – 99%	70 – 94%	40 – 69%	< 39%

D.1.2

Abwärts gerichtete Durchgängigkeit

Die Abwanderung von Fischen ist dann gewährleistet, wenn ein funktionsfähiger Abwanderweg zur Verfügung steht und wenn abwandernde Fische nicht an einer Wassernutzungsanlage geschädigt werden. Daher werden an einem Standort mit Wasserentnahme bzw. –nutzung vier Faktoren untersucht:

- Anteil des ausgeleiteten Wassers im Verhältnis zum Gesamtabfluss des Gewässers im Sinn der großräumigen Auffindbarkeit von Abwanderhindernissen

Mit welcher Wahrscheinlichkeit gelangen abwandernde Fische in Betriebskanäle bzw. an Wassernutzungsanlagen oder wandern sie eher über das Querbauwerk ab?

- Schutzwirkung von mechanischen Barrieren und kleinräumige Auffindbarkeit potenzieller Wanderwege (in der Regel Bypässe oder Aalrohre)
- Vorhandensein einer Abwandereinrichtung

Können Fische, die nicht über das Querbauwerk abwandern, einen Wanderkorridor zum Unterwasser finden und schadlos nutzen?

- Schädigungsgrad bei der Passage des Querbauwerks

Wie hoch ist das Verletzungsrisiko bei der Passage des Wehrrückens und beim Aufprall im Unterwasser?

- Schädigungsgrad durch ein Wasserkraftwerk oder ein Wasserentnahmebauwerk

Fischaufstiegsanlagen sind bzgl. ihrer Auffindbarkeit für den Abstieg nicht optimal. Ihre Auffindbarkeit ist insbesondere bei den geringen Dotationen im Vergleich zu den konkurrierenden Strömungen nicht gegeben. Sie werden bei der Bewertung nicht als Wanderwege für den Abstieg berücksichtigt.

Basis der Bewertung sind die fachlichen Grundlagen entsprechend Teil B in der Anhang 5.

Im Einzelnen werden folgende Parameter bewertet:

- Großräumige Auffindbarkeit

An Standorten ohne WKA erfolgt der Abstieg entsprechend der Hauptströmung über das Wehr.

An Standorten mit Wasserkraftanlagen berücksichtigt die Bewertung zur Einschätzung der großräumigen Auffindbarkeit wie beim Fischeufstieg die Abflussaufteilung bei MQ zwischen Wehr und Wasserkraftanlage (siehe Abb. D.3).

Mögliche Wanderwege beim Fischabstieg sind in Abb. D.4 dargestellt.

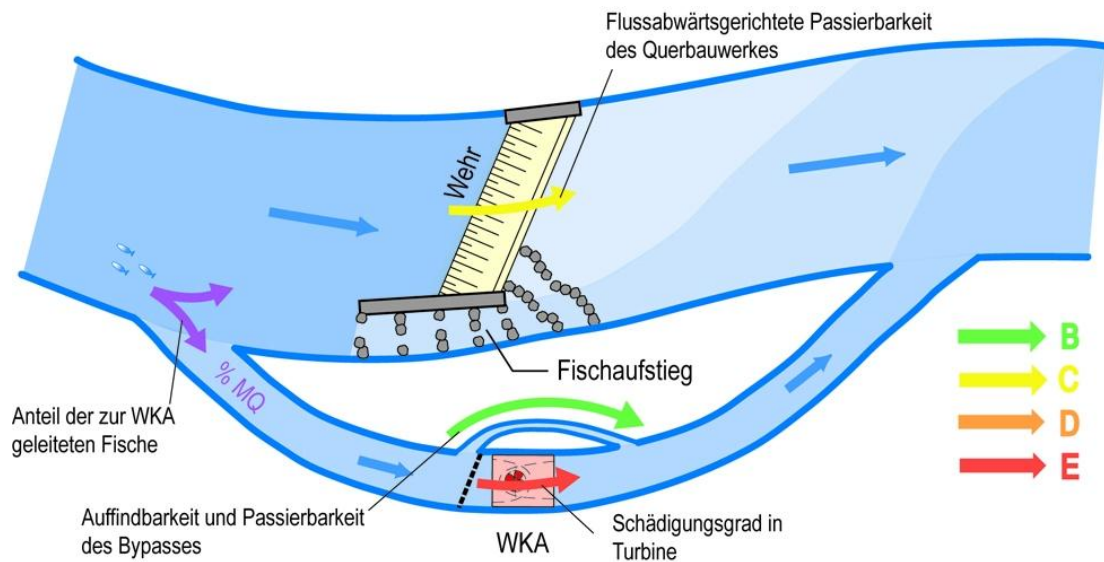


Abb. D.4: Beispiel für die Bewertung der Abwanderung von Fischen an einem Ausleitungskraftwerk

- Schutzwirkung von mechanischen Barrieren und kleinräumige Auffindbarkeit

Die kleinräumige Auffindbarkeit der Abwandereinrichtungen wird in Bezug auf deren Position und Abflussanteil bewertet. Bewertung gemäß Tab. D.10.

Die Schutzwirkung von Rechen ist abhängig von der betrachteten Zielart, dem Stababstand des Rechens und der Anströmgeschwindigkeit. Unter folgenden Bedingungen ist eine optimale Schutzwirkung zu erwarten (Tab. D.8):

Tab. D.8: Dimensionierung mechanischer Barrieren zur Erreichung einer hohen Schutzwirkung für diadrome Arten

Zielart	Stababstand	Anströmgeschwindigkeit	Anmerkung
Lachssmolts	≤ 10 mm	≤ 0,5 m/s	Nur bei korrekter Anordnung und Gestaltung eines oberflächennahen Bypasses*
Blankaale	≤ 15 mm	≤ 0,5 m/s	Nur bei korrekter Anordnung und Gestaltung eines sohlennahen Bypasses*

* Auslegung und Gestaltung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen siehe Teil B

Bei geringen Abweichungen der Stababstände oder der Anströmgeschwindigkeit wirken die Rechen zusätzlich als Verhaltensbarrieren. Im Untersuchungsgebiet gibt es Standorte mit 20 mm-Rechen. Bei den Angaben zur Anströmgeschwindigkeit wird davon ausgegangen, dass es sich um mittlere Geschwindigkeiten handelt. Die Anströmgeschwindigkeit variiert über die Fläche des Rechens. Zum Teil erscheinen die Angaben Dritter nicht plausibel. Daher wurde die Anströmgeschwindigkeit bei der Bewertung nicht berücksichtigt, sondern nur der Stababstand und die Anordnung und Gestaltung des Bypasses (Tab. D.9) wenn nicht Hinweise vorlagen, dass $v_a > 0,5$ m/s ist.

Tab. D.9: Annahmen zur Schutzwirkung mechanischer Barrieren und Bypässe

Stababstand	Anordnung und Gestaltung des Bypasses		
	eingeschränkt	gravierend eingeschränkt	unbekannt
20 mm	75 % Schutzwirkung	50 % Schutzwirkung	20 % Schutzwirkung
> 20 mm	50 % Schutzwirkung	25 % Schutzwirkung	10 % Schutzwirkung

Wenn nicht genügend Angaben zur kleinräumigen Auffindbarkeit von Bypässen oder Aalrohren vorlagen, wurde eine Schutzwirkung von 20 bzw. 10 % angenommen.

- Passierbarkeit und Schädigung beim Abstieg über das Wehr

Die Bewertung der Passierbarkeit eines Wehres macht eine Aussage darüber, ob Fische bei MQ das Wehr überwinden und den folgenden Abwanderweg (z.B. die Ausleitungsstrecke) passieren können. Hierzu ist eine ausreichende Überströmung von mindestens 10 cm erforderlich.

Bei Unterströmungen von Wehren treten in der Regel so große Strömungsgeschwindigkeiten auf, dass diese zu Schädigungen der Fische führen können. Daher stellen große, auf Spalt geöffnete Wehrverschlüsse keinen geeigneten Abwanderweg dar.

Der Schädigungsgrad bei der Wehrpassage gibt an, ob Fische bei Wehrüberfall durch große Absturzhöhen, durch Aufprall auf Hindernisse im Unterwasser oder durch zu geringe Wassertiefen auf den Wehrrücken Schädigungen erleiden.

Zur Bewertung der abwärts gerichteten Passierbarkeit des Wanderkorridors über das Wehr wird die schlechtere der beiden Bewertungen von Passierbarkeit oder Schädigungsgrad am Wehr herangezogen.

Die Bewertung erfolgt gemäß Tab. D.11.

- Schädigung beim Abstieg durch die WKA

Die potenzielle Schädigung bzw. Mortalität bei der Passage durch die Wasserkraftanlage hängt ab vom Typ, den Abmessungen der Turbinen und der Fischlänge.

Die tatsächlichen Abmessungen und die Drehzahl der Turbinen sind nur an wenigen Standorten bekannt. In den meisten Fällen wurden die Turbinendaten mittels Fallhöhe und Durchflussmenge anhand von Firmenangaben (z.B. VOITH) ermittelt.

Für Blankaale wurde eine mittlere Länge von 66 cm, für Lachse von 15 cm (gemäß den Ergebnissen der Untersuchungen zur Blankaalabwanderung) angesetzt.

Die Berechnung der turbinenbedingten Schädigungsrate erfolgte in Abhängigkeit von der Fischart und dem Turbinentyp mit Hilfe unterschiedlicher Prognosemodelle, die im Kapitel 3.1 ausführlich erläutert werden.

- Gesamtabsehtzung Durchgängigkeit abwärts am Standort

Die Abschätzung der Gesamtdurchgangigkeit eines Standortes erfolgte für die Variantenuntersuchung wie in Abb. D.5 erläutert.

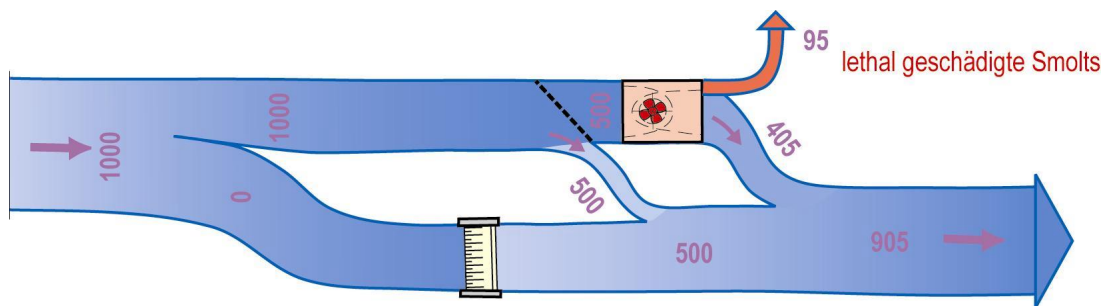


Abb. D.5: Beispiel verschiedener Abwanderwege und Ermittlung der Schädigungen abwandernder Fische an einem Standort mit WKA (Standort-Abstiegsrate)

Erläuterungen zu Abb. D.5:

1.000 Lachssmolts erreichen bei ihrer Abwärtswanderung einen Standort mit Ausleitungskraftwerk. Zu diesem Zeitpunkt strömt der gesamte Abfluss zum Kraftwerk.

Damit gelangen 1.000, d.h. alle Smolts zur WKA.

Die Hälfte wird am Rechen vor der WKA zum Bypass geleitet, also 500 Smolts. Sie überwinden die gesamte Fischschutzeinrichtung unbeschadet und erreichen das Unterwasser.

Durch die Turbine wandern die übrigen 500 Smolts.

Bei einer Überlebensrate für die Turbinenpassage von 81 %, gelangen unbeschadet $500 \cdot 0,81 = 405$ Smolts in den Unterwasserkanal.

Insgesamt durchwandern von den 1.000 Lachssmolts 905 den Standort unbeschadet. Die lokale Überlebensrate beträgt also 90,5 %.

Tab. D.10: Bewertung der *Kleinräumigen Auffindbarkeit* von Wanderkorridoren für die flussabwärts gerichtete Wanderung

Bewer- tungs- stufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien Bypass am Wasserkraftwerk bzw. Entnahmebauwerk oder an Talsperre
A	Unbeeinträchtigte Abwanderung	Keine Wasserkraftnutzung oder Wasserentnahme
B	Die Auffindbarkeit von Abwander- korridoren ist nur geringfügig beeinträchtigt	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung, Positionierung und Abfluss entsprechend Teil B.3, Anlage 4.
C	Die Auffindbarkeit von Abwander- korridoren ist mäßig beeinträchtigt	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung, Positionierung und Abfluss von den Kriterien nach Teil B.3, Anlage 4 mäßig abweichend.
D	Die Auffindbarkeit von Abwander- korridoren ist erheblich beeinträchtigt	Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung, Positionierung und Abfluss von den Kriterien nach Teil B.3, Anlage 4 erheblich abweichend.
E	Abwander- korridore sind nicht vorhanden oder nicht auffindbar.	Keine oder unwirksame Abstiegsanlage an der Nutzungseinrichtung oder Abstiegsanlage nur in sehr geringem Maß auffindbar.

Tab. D.11: Bewertung der Passierbarkeit von Querbauwerken und Ausleitungsstrecken für abwandernde Fische

Bewertungsstufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien
A	Keine Schädigung abwandernder Fische	Es ist kein Querbauwerk vorhanden.
B	Abwandernde Fische werden nur geringfügig geschädigt.	Absturzhöhe des Querbauwerkes geringer als 10 m UND ausreichendes Wasserpolster (mindestens $\frac{1}{4}$ der Fallhöhe) im Unterwasser; keine Toskörper oder andere Strukturen, die abwandernde Fische gefährden. UND Passierbarkeit der Ausleitungsstrecke durch Mindestabfluss entspricht Teil C im Anhang 4, Tab. C.2.
C	Abwandernde Fische werden mäßig geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 10 bis 15 m UND/ ODER unzureichendes Wasserpolster (weniger als $\frac{1}{4}$ der Fallhöhe) im Unterwasser, um Schädigungen abwandernder Fische zuverlässig zu verhindern bzw. Toskörper oder andere Strukturen, die eine mäßige Schädigungsrate bewirken. ODER Der Mindestabfluss ist nur an der Wirbellosenfauna orientiert und basiert auf dem erhöhten Orientierungswert nach Teil C im Anhang 4, Tab. C.2.
D	Abwandernde Fische werden erheblich geschädigt bzw. Abstieg nur selten möglich.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 15 bis 20 m UND/ ODER unzureichendes Wasserpolster (wesentlich weniger als $\frac{1}{4}$ der Fallhöhe) im Unterwasser, um Schädigungen abwandernder Fische zuverlässig zu verhindern bzw. Toskörper oder andere Strukturen, die eine erhebliche Schädigungsrate bewirken ODER Wasserausleitung bis 100% MQ.
E	Abwandernde Fische werden sehr stark geschädigt bzw. kein Abstieg möglich.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt mehr als 20 m UND/ ODER im Unterwasser prallen die Fische auf feste Oberflächen oder Toskörper ODER Wasserausleitung 100% MQ.

Tab. D. 12: Gesamtbewertung eines Standorts

	A	B	C	D	E
Bezeichnung Einstufung	Keine Beeinträchtigung	gut	eingeschränkt	gravierend eingeschränkt	ungenügend
Abwanderrate	100%	95 – 99%	70 – 94%	40 – 69%	< 39%

Teil E

Ermittlung von Mindererzeugung der Wasserkraftanlagen

Inhaltsverzeichnis

Teil E Ermittlung von Mindererzeugung der Wasserkraftanlagen	E-1
E.1 Einführung	E-1
E.2 Jahreserzeugung einer Wasserkraftanlage.....	E-2
E.3 Berechnung der Mindererzeugung	E-3

E.1

Einführung

Für den Betrieb von Fischauf- und Abstiegsanlagen müssen jeweils Betriebsabflüsse zur Verfügung gestellt werden. Weiterhin ist es bei Ausleitungskraftwerken zur ökologischen Anpassung erforderlich, das Mutterbett mit einem Mindestabfluss zu beschicken.

Die Summe dieser Abflüsse kann als ökologischer Abfluss bezeichnet werden, der nicht energetisch genutzt wird. Es entsteht durch die Abgabe des ökologischen Abflusses eine Mindererzeugung gegenüber dem bisherigen Zustand, der Auswirkungen auf die wirtschaftliche Situation der Wasserkraftanlage hat.

Innerhalb der vorliegenden Studie wurden die auftretenden Mindererzeugungen an allen Standorten mit der nachfolgend beschriebenen Methode berechnet. Ausgangspunkt war dabei die heutige Erzeugung. Sie wurde berechnet und mit den Angaben der Betreiber und der Bundesnetzagentur verglichen. Auf diese Weise konnte die Berechnung kontrolliert und ggf. korrigiert werden.

Für den Ist-Zustand wurde ein bestimmter ökologischer Abfluss angenommen, um vorhandenen Fischaufstiegsanlagen, Undichtigkeiten am Wehr etc. zu berücksichtigen. An den großen Weser-Kraftwerken wurden 400 l/s angesetzt, bei den übrigen Standorten erfolgte eine Anpassung an die örtlichen Verhältnisse.

Für den Planzustand wurden drei unterschiedliche ökologische Abflüsse berücksichtigt:

Weser:

- 1,0 m³/s für eine minimale Auslegung der Fischaufstiegsanlagen und der Bypass
- 2,0 m³/s als mittlerer Wert
- 3,0 m³/s als maximaler Wert, mit dem eine Leitströmung von ca. 1% des Ausbaudurchflusses sowie zusätzliche Abflüsse über Bypässe für den Fischabstieg berücksichtigt werden.

Für Hunte, Leine und Diemel wurden die ökologischen Abflüsse an die Standorte angepasst

Alle angesetzten ökologischen Abflüsse dienen einer Abschätzung der Mindererzeugung. Dynamisierte ökologische Abflüsse sowie nur zeitweise betriebene Bypässe können auf diese Weise nicht korrekt abgebildet werden. Ihre Wirkung wird sich jedoch innerhalb der berechneten Spannen bewegen. Im weiteren Verlauf von Planungen zu den einzelnen Maßnahmen müssen detaillierte Berechnungen vorgenommen werden.

E.2

Jahreserzeugung einer Wasserkraftanlage

Um die Wasserkraft zu nutzen, wird eine Wassermenge Q benötigt, die über ein Gefälle H hinabstürzt. Die darin enthaltene Energie, die im natürlichen Fluss in Wärme oder Geschiebetransport umgesetzt wird, wird dem Wasser mittels eines Wasserrades oder einer Turbine entzogen. Die Leistung, die man auf diese Weise erzielen kann, ergibt sich aus der Formel:

$$P_{el,max} = \rho * g * H * Q * \eta_{ges} \quad (\text{in kW})$$

mit: ρ = Dichte des Wassers

g = Erdbeschleunigung ($g = 9,81 \text{ m/s}^2$)

H = Fallhöhe (in m)

Q = Durchfluss (in m^3/s)

η_{ges} : Gesamtwirkungsgrad als $f(Q,H)$ mit: $\eta_{ges} = \eta_T * \eta_{Getr} * \eta_{Gen}$

wobei :

η_T	Turbinenwirkungsgrad
η_{Getr}	Getriebewirkungsgrad
η_{Gen}	Generatorwirkungsgrad

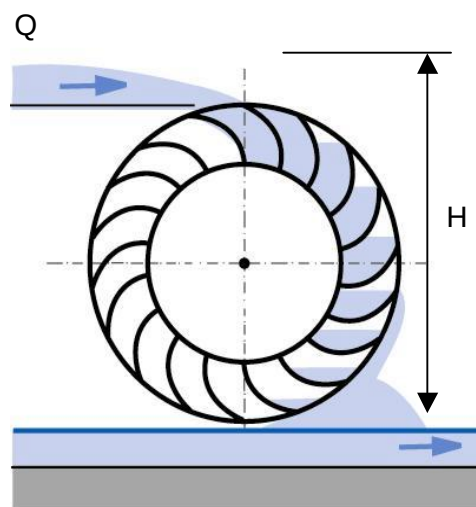


Abb. 2.1: Funktionsprinzip der Wasserkraftnutzung am Beispiel eines überschlächtigen Wasserrads

Die jährlich erzeugte Energie („Jahresarbeit“) ergibt sich aus der Integration der Leistung über die Zeit:

$$E_a = \int_0^{8760} 9,81 * \eta_{ges} * Q(t) * H(t) * dt \quad (\text{in kWh/a})$$

E.3

Berechnung der Mindererzeugung

Die Berechnung der Jahresarbeit erfolgt mit Hilfe des Simulationsprogramms HPPT von Hydrotec/Aachen auf der Basis der oben beschriebenen physikalischen Grundlagen. Dabei werden folgende Parameter berücksichtigt:

- Mittlere Jahresdauerlinie des jeweiligen Gewässers, zurückgerechnet von den benachbarten Pegeln auf den Standort mit dem Verhältnis der Einzugsgebietsgrößen.
- Mindestabfluss Q_{min} oder Abfluss für Bypasseinrichtungen, in der Summe als ökologischer Abfluss $Q_{ökol}$ bezeichnet.
- Ausbaudurchfluss der WKA Q_A
- Durchfluss der WKA bei Überöffnung
- Gefälledauerlinie, die sich bei den staugeregelten Gewässern aus der Unterwasserschlüsselkurve ergibt. Soweit diese vorlagen, konnten sie unmittelbar verwendet werden. In den übrigen Fällen wurden hydraulisch plausible Annahmen für die Veränderung des Unterwasserspiegels mit zunehmendem Abfluss getroffen, die auch bei vergleichbaren Wasserkraftanlagen gelten.
- Wirkungsgradverlauf der Turbine, und des Getriebes des Generators nach Hersteller- bzw. Literaturangaben.
- Stillstandstage wegen Revision, Eisgang etc..
- Ein- und Auslaufverlust am Rechen.

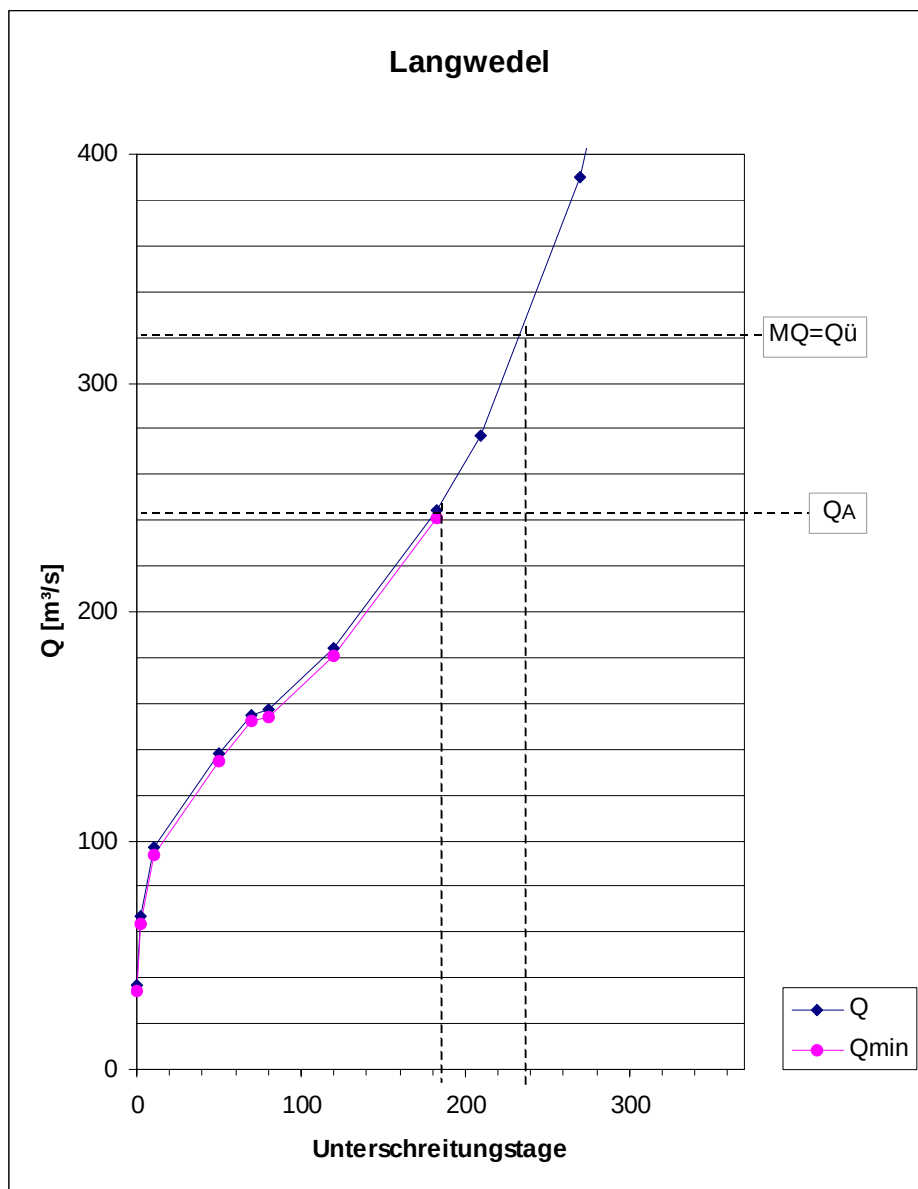


Abb. 3.1: Jahresdauerlinie am Standort Langwedel, eingezeichnet ist $Q_{\min} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$

Die Mindererzeugung ergibt sich aus der Differenz des Jahresertrags bei aktueller Betriebsweise der Wasserkraftanlage und der berechneten Jahreserzeugung unter Berücksichtigung des gesamten ökologischen Abflusses $Q_{\text{ökol.}}$.

Literatur zu Anlage 2

- ATV-DVWK (2004): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. – Hrsg.: ATV-DVWK - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, ISBN 3-934063-91-5, 256 S..
- BERG, R. (1987): Fischschäden durch Turbinen. _ Arb. Dt. Fischereiverb. 44: 41-47.
- BOLLRICH, G. & G. PREIßLER (Hrsg.) (1992): Technische Hydromechanik I. Grundlagen. – 3. Auflage, Verlag Bauwesen, Berlin, ISBN 3-345005-18-2, 465 Seiten.
- DUMONT, U., P. ANDERER, U. SCHWEVERS (2005): „Handbuch Querbauwerke“, Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, 213 Seiten.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V.) (1996): Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. – Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232, 120 S..
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hrsg.) (2010): DWA Merkblatt M 509 Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung und Qualitätssicherung – Gelbdruck.
- EICHER, G. J. (1985): Fish passage: protection of downstream migrants. - Hydro Review 1985, 95 - 99.
- GISECKE, J. & K. JORDE (1997): Ansätze zur ökologischen Optimierung von Mindestabflussregelungen in Ausleitungsstrecken. – Wasserwirtschaft 87, S. 232 – 237.
- GUBBELS, RUB (2010): Waterschap Roer en Overmaas, Sittard NL, persönliche Mitteilung
- HESSISCHE FISCHEREIVERORDNUNG – HFO, Verordnung über die gute fachliche Praxis in der Fischerei und den Schutz der Fische vom 17.12.2008, zuletzt geändert durch Gesetz vom 17.10.2005, GVBl I, S. 1075-1076.
- HADDERINGH, R. H. & H. D. BAKKER (1998): Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. – In: JUNGWIRTH, M. SCHMUTZ & S. WEISS (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses. – Oxford (Fishing News Books), 315 – 328.
- HEILMEIER, T. (1997): Hydraulische und morphologische Kriterien bei der Beurteilung von Mindestabflüssen unter besonderer Berücksichtigung der sohnahen Strömungsverhältnisse. Bericht Nr. 79 des Lehrstuhls für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft TU München und der Versuchsanstalt Obernach.

- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, JUGEND, FAMILIE UND GESUNDHEIT (1995): Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken von kleinen Wasserkraftwerken in Hessen.
- HOLZNER, M. (1999): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich, dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main/Unterfranken. – Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 1, 224 S..
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. - Schweiz. Z. Hydrol. 11, 322 - 351.
- HUET, M. (1959): Profiles and biology of western European streams as related to fish management. - Trans. Am. Fish. Soc. 88, 155 - 163.
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2005): Genehmigungs- und Ausführungsplanung der WKA Sigambria, Aachen, unveröffentlicht.
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2006): Studie und Ausführungsplanung für den Standort Roermond, Aachen, unveröffentlicht.
- INGENIEURBÜRO FLOECKSMÜHLE (2008): Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch erträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser; Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau (Bearbeitung 2007 bis 2010).
- JENS et. al. (1997) : Fischwanderhilfen : Notwendigkeit, Gestaltung Rechtsgrundlagen. – SchrR. Verband Dt. Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler 11, 11 S..
- KRÜGER, F.; HEIMERL, S: Zur hydraulischen Berechnung von rauen Rampen in Störsteinbauweise. In: *Wasserwirtschaft* (2007) Nr. 7-8, S. 32-37.
- MADER, H. (1992): Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche, Wiener Mitteilungen, Band 106.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2000): Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern: Raue Rampen und Verbindungsgewässer. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie. Bd. 63, 191 S., Karlsruhe, ISBN 3-88251-274-1.
- LARINIER, M. (1995): Passes à poissons. – Paris (Conceil Supérieur de la Pêche).
- LARINIER, M. & J. DARTIGUELONGUE (1989): Bulletin français de la pêche et de la pisciculture „Numéros 312-313“, 45 ff
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und Festsetzungen im wasserrechtlichen Vollzug. Schwerin.
- LUWG (Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht) (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittlere Gewässer, Verfahren für große Gewässer 147 S..

- LUWG (Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht) (2008): Durchgängigkeit und Wasserkraftnutzung in Rheinland – Pfalz – Bewertung der rheinland – pfälzischen Wanderfischgewässer hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung – Phase 2. LUWG Bericht 2/2008.
- PAVLOV, D. S. (1989): Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR: – FAO Fisheries Technical Paper 308, S. 1 – 97.
- PASCH, M. (1997): Ökologische Auswirkungen der Durchflussreduktion an einem Flachlandfluss (Spree). – Wasserwirtschaft 87, S. 375 – 376.
- RABEN, K. von (1957): Zur Beurteilung der Schädlichkeit der Turbinen für Fische. – Wasserwirtschaft 47, 60 – 63.
- RHEINLAND-PFÄLZISCHER ARBEITSKREIS (1998): Entwurf – Leitfaden zur Ermittlung des ökologisch begründeten Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken.
- SCHWEVERS, U. (2004): Anordnung, lichte Weite und Anströmung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen. – Tagungsband Symposium „Lebensraum Fluss. – Hochwasserschutz, Wasserkraft, Ökologie“, 16. – 19. Juni 2004, Wallau
- STATZNER, B., F. KOHMANN & U. SCHMEDTJE (1990): Eine Methode zur ökologischen Bewertung von Restabflüssen in Ausleitungsstrecken. – Wasserwirtschaft 80, S. 248 – 254.
- STATZNER, B., F. KOHMANN & A. G. HILDREW (1991): Calibration of FST - hemispheres against bottom shear stress in a laboratory flume. – Freshwater Biology 26, S. 227 – 231.
- TURNPENNY et. al. (1998): UK Guide to intake fish-screening regulations policy and best practice.
- UBA, (2010): F + E Vorhaben: "Effiziente Maßnahmen und Kriterien zur Verbesserung des ökologischen Zustands an Wasserkraftanlagen" (FKZ 3708 97 200) im Auftrag des Umweltbundesamtes, zur Zeit in Bearbeitung.
- WASHINGTON DEPARTMENT OF FISH (2000): Fish protection screen guidelines for Washington State.

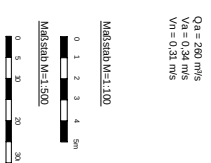
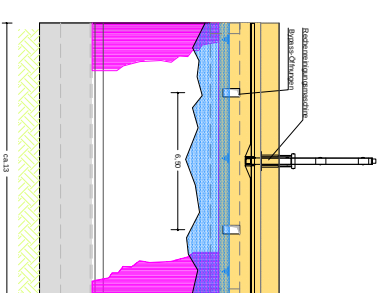
Anlage 3

Zeichnungen (IBFM)

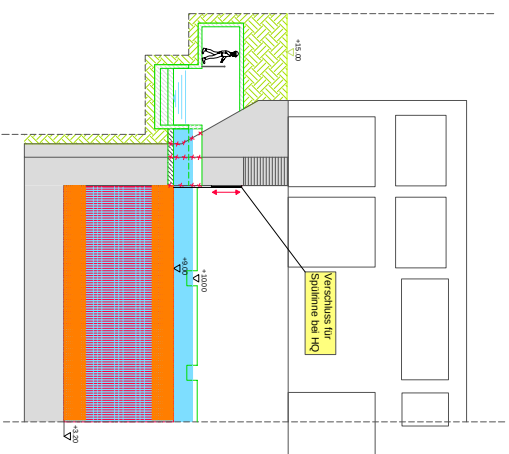
P07-014-01: Fischabstieg Langwedel, Variante 1

P07-014-02: Fischabstieg Langwedel, Variante 2

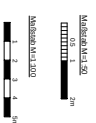
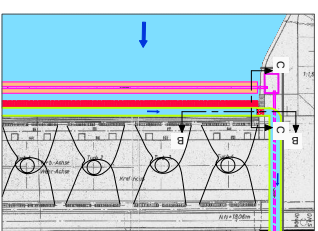
Vorderansicht eines Rechenfeldes
1 · 100

[illegible]

Schnitt B - B
1:100



Übersichtsausschnitt

[illegible]

Anlage 4

Auszug aus dem Endbericht

**Populationsdynamik diadromer Fischarten: Atlantischer Lachs
Salmo salar LINNAEUS, 1758, Meerforelle *Salmo trutta trutta*
LINNAEUS, 1758, Meerneunauge *Petromyzon marinus* LINNAEUS,
1758, Flussneunauge *Lampetra fluviatilis* (LINNAEUS, 1758) und
Europäischer Aal *Anguilla anguilla* (LINNAEUS, 1758)**

**Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit**

Binnengewässer

FKZ (UFOPLAN): 3707 21 200

**Populationsdynamik diadromer Fischarten: Atlantischer Lachs
Salmo salar LINNAEUS, 1758, Meerforelle *Salmo trutta trutta*
LINNAEUS, 1758, Meerneunauge *Petromyzon marinus* LINNAEUS,
1758, Flussneunauge *Lampetra fluviatilis* (LINNAEUS, 1758) und
Europäischer Aal *Anguilla anguilla* (LINNAEUS, 1758)**

**im Rahmen der
Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur
ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der
Mittelweser**

Auszug aus dem Endbericht

von

PD Dr. Ralf Thiel (Projektleitung)
Dipl.- Biol. Victoria Magath (Projektbearbeitung)



Universität Hamburg
Biozentrum Grindel & Zoologisches Museum
Abteilung Ichthyologie



Im Auftrag
des Umweltbundesamtes Dessau

Ansprechpartner:
Stephan Naumann

Juli 2010

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

1	Kurzfassung	3
2	Erhebung, Qualität und Auswertung der erhobenen Daten.....	8
2.1	Mortalitätsursachen.....	10
3	Überlebensraten des Atlantischen Lachses.....	11
3.1	Lebenszyklus des Atlantischen Lachses	11
3.2	Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem	12
3.2.1	Eizahlen weiblicher Lachse	12
3.2.2	Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt.....	14
3.2.3	Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer	16
3.2.4	Verhältnis Anzahl Laichfische / Anzahl Rückkehrer.....	20
3.2.5	Überlebensrate der Kelts	20
3.2.6	Zusammenfassung der Überlebensraten des Atlantischen Lachses ..	22
3.3	Mortalitätsursachen für die verschiedenen Lebensstadien	22
3.3.1	Mortalitätsursachen vom Ei bis zum Smolt	23
3.3.2	Mortalitätsursachen vom Smolt bis zum Rückkehrer	24
3.3.3	Mortalitätsursachen der Kelts	24
4	Zusammenfassung	26
5	Literatur	27

Abkürzungsverzeichnis

Ø	Durchschnittswert	NASCO	North Atlantic Salmon
0+Parr	Parr im 1. Lebensjahr		Conservation
0SW	Nullseewinter		Organisation
1+Parr	Parr im 2. Lebensjahr	NW	Nordwest
1SW	Einseewinter	pers.	persönlich
2SW	Zweiseewinter	rel.	relativ
3SW	Dreiseewinter	Repr.	Reproduktion
Abb.	Abbildung	s.	siehe
abs.	absolut	SD	Standardabweichung
AG	Altersgruppe		(standard deviation)
bzgl.	bezüglich	SE	Standardfehler
bzw.	beziehungsweise		(standard error)
ca.	zirka	SGBALANST	Study Group on Data
cm	Zentimeter		Requirements and
FL	fork length		Assessment Needs
g	Gramm		on Baltic Sea Trout
ggf.	gegebenenfalls	SW	Seewinter
h	Stunde(n)	t	Tonne(n)
ICES	International Council	Tab.	Tabelle
	for the Exploration of	TL	Totallänge
	the Sea	vgl.	vergleiche
inkl.	inklusive	z.T.	zum Teil
kg	Kilogramm	WGBAST	Working Group on
km	Kilometer		Baltic Salmon and
max	maximal		Trout
min	minimal	WGEEL	Joint EIFAC/ICES
mm	Millimeter		Working Group on Eel
MSW	Multiseewinter	WGNAS	Working Group on
N	Stichprobengröße		North Atlantic Salmon

1 Kurzfassung

Im Rahmen der schriftlichen Expertise zur Populationsdynamik des Atlantischen Lachses, der Meerforelle, des Meer- und Flussneunauges sowie des Europäischen Aals wurden mit Fokus auf die Überlebensraten relevante Populationsparameter sowie Mortalitätsursachen aus der Literatur zusammengetragen, evaluiert und deren Übertragbarkeit auf das Wesersystem geprüft.

Die Datenlage für den Atlantischen Lachs wird als gut, für die Meerforelle und den Aal als ausreichend und für die Neunaugen als ungenügend eingeschätzt. Bearbeitete Populationsparameter für Lachs und Meerforelle waren die Eizahl (absolute und relative Fruchtbarkeit), die Überlebensraten vom Ei bis zum Smolt, vom Smolt bis zum Rückkehrer und vom Kelt bis zum Rückkehrer sowie das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern. Für Meer- und Flussneunauge konnte nur der Parameter Eizahl behandelt werden. Beim Aal wurden die relevanten Überlebensraten der kontinentalen Phase bearbeitet. Um den sich zukünftig ggf. ändernden Umweltbedingungen, Bestandsstrukturen und Wanderbedingungen im Wesersystem Rechnung zu tragen, wurden Mediane der relevanten Populationsparameter mit ihren Spannbreiten (1. und 3. Quartil) berechnet, so dass Extremwerte ausgeschlossen wurden. Sofern verfügbar wurden plausible Werte für den Ist-Zustand und bei Lachs und Meerforelle auch für den Zustand bei Selbsterhalt der Populationen für die entsprechenden Lebensstadien für das Wesersystem angenommen. Wenn vorhanden, wurde hierbei auf aktuell aus dem Wesersystem stammende Daten gesondert hingewiesen.

Beim **Atlantischen Lachs** lag die Eizahl der Weibchen zwischen 5030 und 10530 (1. bzw. 3. Quartil, Median 6864 Eier). Die relative Fruchtbarkeit betrug im 1. Quartil 1600 und im 3. Quartil 2190 Eier pro kg Körpergewicht (Median 1862 Eier/kg). Für das Wesersystem wird eine absolute Eizahl der Lachsweibchen im Bereich des angegebenen 1. Quartils und eine relative Zahl von 840-1260 Eiern/kg erwartet. Eine absolute Eizahl im Bereich des 1. Quartils wird auch für eine sich selbst erhaltende Population angenommen.

Die Überlebensraten vom Ei bis zum Smoltstadium des Lachses wurden mit 0,81-1,60% (1. bzw. 3. Quartil, Median 1,24%) ermittelt. Für das Wesersystem wird für den

Istzustand eine Überlebensrate im Bereich des 1. Quartils angenommen. Für den Selbsterhalt einer Population müsste ein Wert im Bereich des dritten Quartils vorliegen, was durch Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität in den Laich- und Aufwuchsgebieten erreicht werden könnte.

Vom Smolt bis zum Rückkehrer traten bei Betrachtung natürlich reproduzierender Bestände Überlebensraten zwischen 1,17 und 5,80% (1. bzw. 3. Quartil, Median 2,75%) auf. Bei Tieren aus Besatzmaßnahmen lagen die Überlebensraten zwischen 0,51 und 2,55% (1. bzw. 3. Quartil, Median 0,96%). Für die aktuelle Situation wird das 1. Quartil der Spanne aus Besatzmaßnahmen für das Wesersystem erwartet. Eine sich selbst erhaltende Population benötigt dagegen eine Überlebensrate im Bereich des Medians der aus natürlicher Reproduktion stammenden Smolts.

Das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern wurde mit 0,5-0,9 (Median 0,75) ermittelt. Im Wesersystem wird ein gegenwärtiges Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern im Bereich des Minimums vermutet. Um jedoch den Selbsterhalt einer Population zu gewährleisten, wäre der Maximalwert notwendig. Dieser kann im Wesersystem durch quantitative und qualitative Verbesserungen der Laichhabitate sowie durch eine verbesserte Durchgängigkeit des Flusssystems erreicht werden.

Die Überlebensrate von Kelts bis zum erneuten Laichaufstieg lag zwischen 7 und 15% (1. bzw. 3. Quartil, Median 8,2%). Für das Wesersystem wird momentan eine Überlebensrate von 0% angenommen.

Die anhand der verfügbaren Literaturangaben ermittelten möglichen natürlichen Mortalitätsursachen der Lachse sind für das Stadium vom Ei bis zur Smoltabwanderung Prädation durch Kormorane sowie Raubfische und Säuger, intra- und interspezifische Konkurrenz, Krankheiten und ungünstige Umweltbedingungen. Als anthropogen bedingte Mortalitäten gelten Einträge, Habitatveränderungen sowie Angler. Speziell bei der Smoltabwanderung kommen Entnahmen, Wasserkraft und kommerzielle Fischerei hinzu. Während der marinen Phase spielen neben anderen natürlichen Mortalitätsfaktoren Prädatoren eine wichtige Rolle. Die kommerzielle sowie die Angelfischerei treten ebenfalls als Mortalitätsursachen in Erscheinung. Erschöpfung

und Krankheiten nach dem Laichgeschäft, kommerzielle und Angelfischerei sowie Wasserkraft wurden in der Literatur als Mortalitätsursachen von Kelts erwähnt.

Weibliche **Meerforellen** wiesen eine absolute Eizahl zwischen 1408 und 5158 (1. bzw. 3. Quartil, Median 3500 Eier) auf. Die relative Fruchtbarkeit lag bei 2030-2358 Eiern pro kg Körpergewicht (Median 2146 Eier/kg). Beide Spannen werden für das Wesersystem angenommen. Um eine sich selbst reproduzierende Population aufrecht zu erhalten, wird eine Eizahl im Bereich des Medianwertes benötigt.

Die Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt lag bei 0,20-1,0% (1. bzw. 3. Quartil, Median 0,52%). Diese Spanne wird ebenfalls für das Wesersystem angenommen. Der Selbsterhalt der Population würde im Bereich des Medianwerts sichergestellt werden.

Die Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer betrug 6,7-18,0% (1. bzw. 3. Quartil, Median 14,9%) für Tiere aus natürlicher Reproduktion und 1,21-1,91% (1. bzw. 3. Quartil, Median 1,25%) für Tiere aus Besatzmaßnahmen. Für das Wesersystem wird die Spanne aus der natürlichen Reproduktion angenommen. Zur Gewährleistung des Selbsterhalts der Population ist der Median der Überlebensraten aus der natürlichen Reproduktion notwendig.

Das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern lag zwischen 0,67 und 0,99 (Median 0,81). Für das Wesersystem werden Werte innerhalb dieser Spanne mit Tendenz zum Minimum angenommen. Dieses ist außerdem für eine sich selbst erhaltende Population notwendig.

Die Überlebensrate der Kelts bis zur Rückkehr in den Fluss betrug 20-60% (Median 40%). Für das Wesersystem wird eine Überlebensrate der Kelts im Bereich des angegebenen Minimums erwartet. Um den Selbsterhalt der Population zu gewährleisten, ist mindestens dieser Minimalwert rückkehrender Kelts notwendig.

Die Mortalitätsursachen sind für die Meerforellen ähnlich wie für die Lachse. In der Literatur wurden für die juvenilen Stadien bis zur Smoltabwanderung Prädation durch Kormorane und andere Tiere, Konkurrenz, Krankheiten und ungünstige Umweltbedingungen als natürliche Mortalitäten angegeben. Als anthropogen bedingte

Mortalitätsursachen werden Einträge, Wasserkraft und Entnahmen genannt. Während der marinen Phase spielen Prädatoren und andere natürliche Ursachen eine Rolle, aber auch die kommerzielle und die Sportfischerei. Für die Kelts wurden in der Literatur die anthropogenen Mortalitätsursachen kommerzielle und Sportfischerei sowie Wasserkraft angegeben.

Die Eizahl weiblicher **Meerneunaugen** wurde mit 66973-89008 (1. bzw. 3. Quartil, Median 68599 Eier) basierend auf Literaturdaten angegeben. Die relative Fruchtbarkeit lag zwischen 204 und 463 Eiern pro g Körpergewicht (1. bzw. 3. Quartil, Median 344 Eier/g). Für das Wesersystem werden jedoch basierend auf eigenen Berechnungen absolute Eizahlen von 78744-239496 (Median 159120 Eier) angenommen. Die relative Fruchtbarkeit wird bei etwa 204 Eiern/g für Tiere aus dem Wesersystem erwartet.

Die Eizahl weiblicher **Flussneunaugen** lag zwischen 26500 und 35659 (1. bzw. 3. Quartil, Median 34000). Die relative Fruchtbarkeit wurde mit 274-389 Eiern pro g Körpergewicht (1. bzw. 3. Quartil, Median 328 Eier/g) angegeben. Diese Spannen werden für Flussneunaugen im Wesersystem angenommen.

Nach dem Laichvorgang sterben sowohl beim Meer- als auch beim Flussneunauge alle Tiere. Es gibt somit eine Überlebensrate von 0% nach dem Laichgeschäft.

Als mögliche Mortalitätsfaktoren der Neunaugen werden die Wasserkraft, Einträge und die Zerstörung von Laich- und Larvenhabitaten genannt.

Beim **Europäischen Aal** wurde für das Stadium der Jungaale bis zur kommerziellen Nutzung der Gelbaale eine Überlebensrate von 25% angegeben, die ebenfalls für das Wesersystem erwartet wird.

Während der Phase der fischereilichen Nutzung der Gelb- und Blankaale konnten Überlebensraten in Flüssen von 5 bis 27% (1. bzw. 3. Quartil, Median 22,75%) gefunden werden. Diese Spanne wird auch für das Wesersystem angenommen.

Für das Stadium der Blankaalabwanderung bis ins Meer wurden Überlebensraten von 10-30% (Median 20%) genannt. Für dieses Stadium reicht die Datenlage nicht aus, um

Überlebensraten für das Wesersystem abzuschätzen. Allerdings kann für das Wesersystem der VO (EG) 1100/2007 und dem Aalbewirtschaftungsplan folgend ein Soll-Wert von 40% sowie ein aktueller Ist-Wert von 62% bezogen auf einen Referenzwert von vor 1980 angegeben werden.

Mögliche Mortalitätsursachen während der marinen Phase sind Parasitenbefall der abwandernden Blankaale mit *Anguillicoloides crassus*, veränderte ozeanische Bedingungen, die Glasaalfischerei sowie Schadstoffe. Während der kontinentalen Phase werden als natürliche Mortalitäten Kormorane und andere Prädatoren, Konkurrenz und anderes erwähnt. Durch den Menschen verursachte Mortalität tritt durch kommerzielle und Sportfischerei, Wasserkraft, Einträge, Entnahmen und anderes auf.

2 Erhebung, Qualität und Auswertung der erhobenen Daten

Im Rahmen der schriftlichen Expertise zur Populationsdynamik des Atlantischen Lachses, der Meerforelle, des Meer- und Flussneunauges sowie des Europäischen Aals wurden verfügbare Daten aus der Literatur zusammengetragen. Die ausgewertete Literatur umfasste sowohl Arbeiten aus einschlägigen internationalen Fachzeitschriften, Buchbeiträge sowie sogenannte „graue Literatur“ und Forschungsberichte relevanter Science Committees und Working Groups des International Council for the Exploration of the Sea (ICES) wie die WGEEL, WGBAST, SGBALANST und die WGNAS. In die Arbeiten der WGNAS fließen im Rahmen eines Zusammenarbeitsabkommens zwischen ICES und der North Atlantic Salmon Conservation Organisation (NASCO) Informationen von der NASCO regulär mit ein.

Die verwendeten populationsdynamischen Parameter waren für den Lachs und die Meerforelle: absolute und relative Fruchtbarkeit, Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt, Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer, Verhältnis Laichfische/Rückkehrer, Überlebensrate vom Kelt bis zum Rückkehrer; für die Neunaugen: absolute und relative Fruchtbarkeit; für den Aal: Überlebensrate vom Beginn der kontinentalen Phase bis zur fischereilichen Nutzung der Gelbaale, Überlebensrate von Gelb- und Blankaal in der kommerziell genutzten Phase, Überlebensrate während der Blankaalabwanderung.

Soweit dies die Datenlage zuließ, wurden Überlebensraten mit rein natürlichen Mortalitätsursachen solchen Überlebensraten gegenübergestellt, bei denen sowohl natürliche als auch anthropogene Mortalitätsursachen vorhanden waren. Für Überlebensraten, bei denen keine Angaben zu den Mortalitätsursachen vorlagen und anthropogene Mortalität damit nicht zweifelsfrei ausgeschlossen werden konnte, wurde die Existenz sowohl anthropogener als auch natürlicher Mortalität angenommen.

Für alle betrachteten populationsdynamischen Parameter wurden für jede Literaturangabe die Mittelwerte für weitere Berechnungen verwendet. Sofern ausreichend Angaben vorhanden waren, wurden das 1. und 3. Quartil sowie der Median dargestellt. Waren nur zwei bis vier Literaturangaben für einen Parameter

vorhanden, wurden statt der Quartile neben dem Median Minimal- und Maximalwerte verwendet.

Weiterhin wurden plausible Werte für die entsprechenden Lebensstadien als Ist-Zustand für das Wesersystem angenommen. Sofern Literaturdaten direkt aus dem Wesersystem vorlagen, wurden diese gesondert herausgestellt und für die Einschätzung der aktuellen Situation im Wesersystem besonders berücksichtigt. Im Allgemeinen jedoch erschien die Übertragung einzelner Überlebensraten auf das Wesersystem nicht plausibel. Aufgrund von globalen klimatischen und anthropogen bedingten Veränderungen sind die Lebensräume im Wesereinzugsgebiet ebenfalls einem mittel- bis langfristigen Wandel unterworfen, dessen Ausmaß bisher nicht abgeschätzt werden kann. Aus diesem Grund wurde die Verwendung einer Spanne von Werten (1. und 3. Quartil) angestrebt, die aus einem Spektrum verschiedener Lebensräume mit unterschiedlichen Einflussfaktoren stammen. Die Quartile erweisen sich dabei als vorteilhaft, da sie 50% der vorhandenen Daten widerspiegeln, dabei aber Extremwerte nicht betrachten. Für die diadromen Arten mit vollständig abgedecktem Lebenszyklus (Atlantischer Lachs und Meerforelle) wurden außerdem Werte dargestellt, die für den Selbsterhalt einer Population notwendig sind.

Die Datenbasis für den Atlantischen Lachs wird als gut eingestuft. Für diese Art stand die größte Datenmenge zur Verfügung. Die Angaben stammen aus einem Zeitraum von 1930 bis heute. Die Datenbasis für die Meerforelle wird als ausreichend eingeschätzt. Die Literaturangaben stammen überwiegend aus nord- und nordwesteuropäischen Gewässersystemen und umfassen einen Zeitraum von 1976 bis heute. Für die beiden Neunaugenarten, Meer- und Flussneunauge, konnten der Literatur keine ausreichenden Datenmengen entnommen werden, um populationsbiologisch notwendige Überlebensraten abzuleiten und diese auf das Wesersystem zu übertragen. Es konnte lediglich eine Abschätzung der absoluten und relativen Fruchtbarkeit der Weibchen erfolgen. Die Daten stammen aus einem Zeitraum von 1933 bis 2007. Daten über das Meerneunauge waren fast ausschließlich nur aus Untersuchungen der nicht-anadromen Form verfügbar, welche in Nordamerika große Schäden an heimischen Fischarten verursacht (Howe et al. 2006, Young et al. 1990). Diese sind aber für eine Übertragung auf die zu untersuchende anadrome Form nicht oder nur sehr eingeschränkt geeignet. Deshalb wurde die absolute Eizahl mit

Hilfe der relativen Eizahl einer anadromen Population und Totallängen von Meerneunaugen aus Elbe und Luhe über eine Längen-Gewichts-Relation berechnet. Die Datenbasis für den Europäischen Aal hingegen wurde als ausreichend eingestuft. Der gesamte Lebenszyklus konnte jedoch nicht abgedeckt werden, da keine geeigneten Angaben zur Überlebensrate während der marinen Phase vom Ei bis zum Erreichen des Kontinentalschelfs und der Wanderung der Blankaale bis zu ihrem Laichplatz vorlagen. Die verfügbaren Daten umfassen den Zeitraum von 1976 bis 2000.

2.1 Mortalitätsursachen

Die verschiedenen Mortalitätsursachen konnten aufgrund der beschränkten Datenlage nur qualitativ untersucht werden. Am Ende eines jeden Kapitels zu einer Fischart wurden zum einen die möglichen Mortalitätsursachen, die ausschließlich der vorhandenen Literatur entnommen wurden, für die unterschiedlichen Lebensstadien dargestellt. Unter den **natürlichen Mortalitätsursachen** wurden der Kormoran, andere Prädatoren, Konkurrenz sowie andere natürliche Faktoren berücksichtigt. Die **anthropogen bedingten Mortalitäten** wurden in kommerzielle Fischerei, Sportfischerei, Wasserkraft, Entnahmen, Schadstoffeinträge sowie andere anthropogene Faktoren unterteilt. Zum anderen wurde ebenfalls beschrieben, welche Mortalitätsursachen von den spezifischen Quellen angegeben wurden, die Überlebensraten für die entsprechenden Lebensstadien lieferten.

3 Überlebensraten des Atlantischen Lachses

3.1 Lebenszyklus des Atlantischen Lachses

Der Atlantische Lachs *Salmo salar* LINNAEUS, 1758 ist ein anadromer Langdistanz-Wanderfisch, der seine Eier im Kiesbett der Oberläufe von Flüssen ablegt (Dirksmeyer 2008). Nach 70-160 Tagen schlüpfen die etwa 2 cm langen Dottersacklarven (Abb. 1), welche noch etwa 3-4 Wochen im Kiesbett verbleiben, bis sie als Brütlinge aufschwimmen und beginnen, selbst Nahrung zu suchen (Mills 1989). Nach mehreren Monaten, oft im ersten Sommer, entwickeln sich die Brütlinge zum Buntlachs oder Parr (Schneider 1999). Sie verbleiben in Mitteleuropa meist für 1-2 Jahre in diesem Stadium (Dirksmeyer 2008), in kälteren Regionen können es sogar 7-8 Jahre sein (Mills 1989, Schmidt 1996). Dann entwickeln sich die Buntlachse zum Smolt oder Silberlachs, der vom Süßwasser ins Meer abwandert (Schneider 1999). Die marine Phase dauert 1-3 Jahre (Dirksmeyer 2008). Die Lachse halten sich während dieser Zeit im Nordatlantik zwischen Norwegen, Großbritannien und Südgrönland auf (Dirksmeyer 2008). Danach kehren sie als Adulttiere in ihre Heimatgewässer zurück, um sich fortzupflanzen. Bei ihrer ersten Rückkehr zu den Laichplätzen nach einem Winter Meeraufenthalt bezeichnet man die dann noch relativ kleinen adulten Atlantischen Lachse als „Grilse“, nach dem Laichen als „Kelt“ (Allan & Ritter 1977). MSW-Lachse können ein Gewicht von über 10 kg erreichen (Schmidt 1996). Die meisten adulten Tiere, vor allem die Männchen, sterben wenige Wochen nach der Fortpflanzung (Mills 1989, Schneider 1999). Interessant ist, dass sich an der Befruchtung der Eier neben den aus dem Meer kommenden großen männlichen Hakenlachsen auch sogenannte kleine Struwitze beteiligen. Das sind frühreife Männchen (Hansen & Quinn 1998, Mills 1989), die bereits während des Süßwasseraufenthalts geschlechtsreif werden und bis zu 25 % der Eier befruchten können (Shearer 1992).

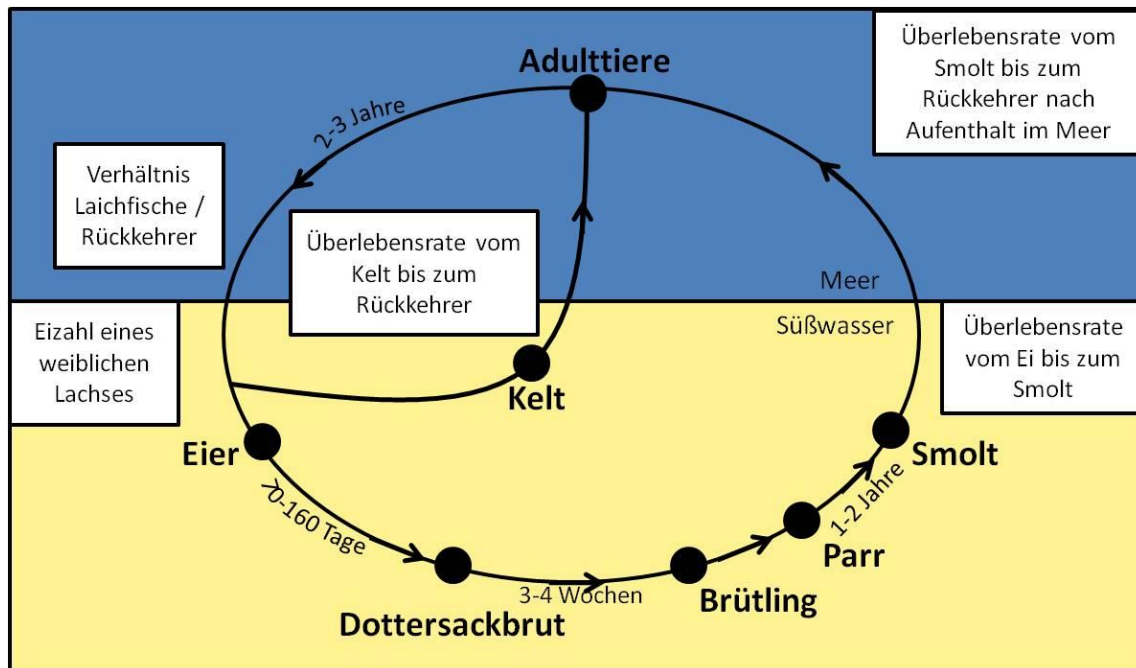


Abb. 1: Lebenszyklus des Atlantischen Lachses *Salmo salar* Linnaeus, 1758 mit Angabe der Lebenszyklus-Abschnitte, für die Teilüberlebensraten ermittelt wurden

3.2 Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem

3.2.1 Eizahlen weiblicher Lachse

Es wurden 39 Angaben zur absoluten und 32 Angaben zur relativen Fruchtbarkeit weiblicher Atlantischer Lachse zusammengetragen. Die Mittelwerte aller absoluter Eizahlen finden sich in Abb. 2 wieder. Zwischen der Körpergröße der Weibchen und ihrer Eizahl besteht eine signifikante Abhängigkeit (Baum & Meister 1971, Heinimaa & Heinimaa 2004, Pope et al. 1961 in Mills 1989, Shearer 1992). Aus der verfügbaren Literatur ergab sich folgende Spanne für die absolute Fruchtbarkeit:

- 1. Quartil:** 5030 Eier
- Medianwert:** 6864 Eier
- 3. Quartil:** 10530 Eier.

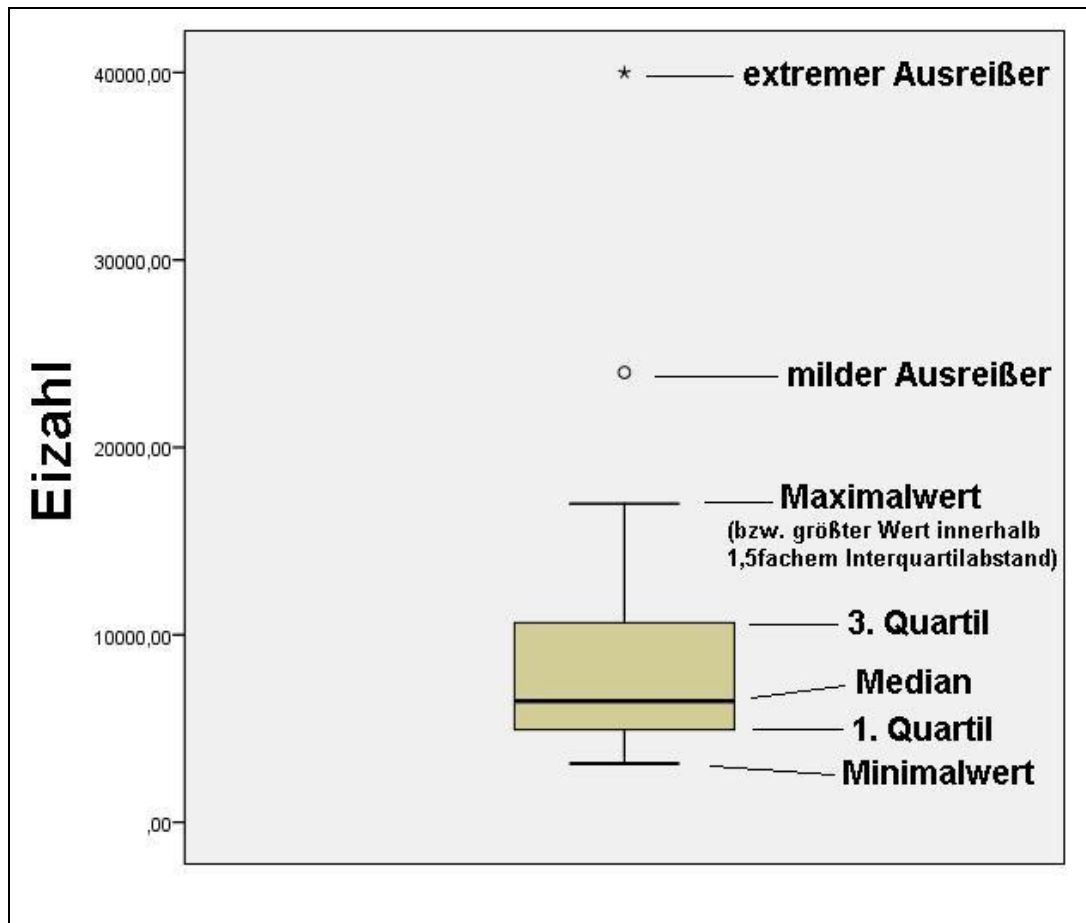


Abb. 2: Boxplot (Erklärungen in Grafik) der mittleren Eizahlen eines weiblichen Lachses (N=38)

Unter Berücksichtigung der 32 Literaturangaben für die relative Fruchtbarkeit von Lachsen ließen sich folgende Quartile berechnen:

- 1. Quartil:** **1600 Eier/kg Körpergewicht**
- Medianwert:** **1862 Eier/kg Körpergewicht**
- 3. Quartil:** **2190 Eier/kg Körpergewicht.**

Im Vergleich dazu wird die relative Fruchtbarkeit wilder Lachse des Skjern A-Stamms auf 840-1260 Eier/kg geschätzt (Gert Holdensgaard, Danmarks Center for Vildlaks, schriftl. Mitteilung). Diese Werte liegen unter dem 1. Quartil aller Literaturwerte, wobei in Abhängigkeit von der Eigröße die Variabilität generell sehr hoch ist (Gert Holdensgaard, schriftl. Mitteilung). Da bisher die Besatzlachse für das Wesersystem

überwiegend aus dem Skjern A-Stamm hervorgehen (Ludwig Bartmann, Fischereidezement, Bezirksregierung Detmold; Jens Salva, Landesfischereiverband Weser-Ems e.V.), wird die Spanne der relativen Fruchtbarkeit von 840-1260 Eiern/kg gegenwärtig für das Wesersystem angenommen. Mit dem Aufbau und nach der Etablierung einer sich selbst reproduzierenden Lachspopulation im Wesersystem sind diese Werte unbedingt zu überprüfen und ggf. zu revidieren.

3.2.2 Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt

Es wurden Literaturangaben zu den Überlebensraten vom befruchteten Ei bis zum Smoltstadium zusammengeführt. Nur für eine Literaturquelle konnten anthropogene Einflüsse in diesem Lebensstadium definitiv ausgeschlossen werden, während für die kombinierte Betrachtung der Überlebensraten bei natürlichen und anthropogenen Mortalitätsursachen (mit großer Wahrscheinlichkeit ohne Fischereimortalität) Angaben aus 15 Quellen zur Verfügung standen. Diese Werte werden in Abb. 3 dargestellt. Ausgehend von den Überlebensraten vom Ei bis zum Smolt mit vorhandenen anthropogenen Einflüssen auf die Laich- und Aufwuchshabitate der Lachse ergab sich folgende Spanne:

1. Quartil: 0,81%
Medianwert: 1,24%
3. Quartil: 1,60%.

Demgegenüber wiesen Lachse im Western Arm Brook (Kanada), bei denen anthropogene Beeinträchtigungen ausgeschlossen werden konnten, eine durchschnittliche Überlebensrate von 1,7% auf (Chadwick 1982). Dieser Wert ist zwar größer als $\frac{3}{4}$ der Überlebensraten, die sowohl anthropogene als auch natürliche Mortalitätsursachen beinhalten (Abb. 3), kann aber aufgrund der zu geringen Stichprobe nicht zu verallgemeinernden Aussagen herangezogen werden.

Das Lebensstadium vom Ei bis zum Smolt weist insgesamt nur sehr niedrige Überlebensraten mit einer geringen Spannweite auf, was auch aus dem 1. und 3. Quartil ersichtlich wird. Da für das Wesersystem außerdem bis auf Weiteres von

deutlichen anthropogenen Einflüssen ausgegangen werden muss und noch keine sich selbst erhaltende Population vorhanden ist, wird hier als Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt das 1. Quartil angenommen. Für den Selbsterhalt einer Population, die beim Lachs im Wesersystem angestrebt wird, müsste das dritte Quartil vorliegen, was durch Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität in den Laich- und Aufwuchsgebieten erreicht werden könnte.

Im Vergleich zum Überleben vom Ei bis zum Smolt liegen die Überlebensraten aus der Literatur für das Stadium vom 0+-Parr bis zum Smolt im Mittel bei 12,4% (1. und 3. Quartil: 7,7 bzw. 35,0%, N = 11, s. Abb. 3). Literaturangaben zum Überleben vom 1+-Parr bis zum Smolt weisen als 1. und 3. Quartil 15,0 bzw. 62,3% auf (Median 24,6%, N = 8).

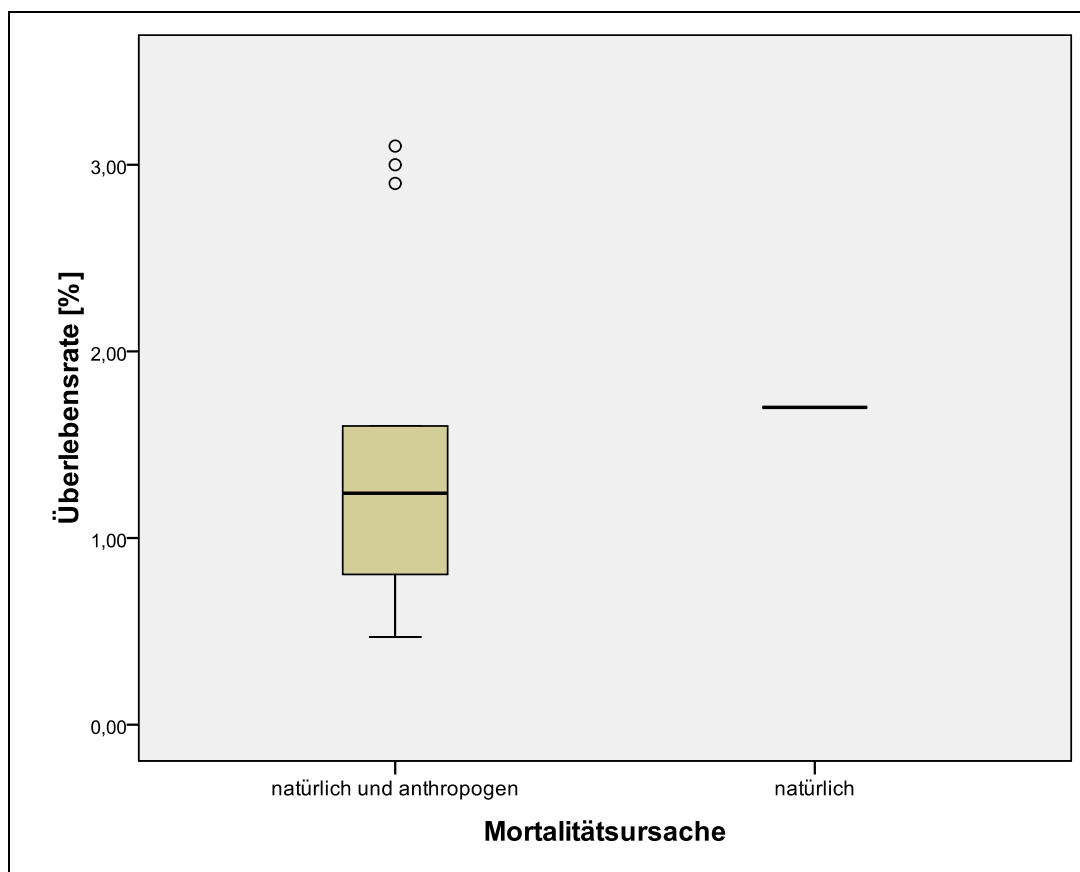


Abb. 3: Boxplots der Überlebensraten von Lachsen vom Ei bis zum Smolt
($N_{\text{natürlich und anthropogen}}=15$, $N_{\text{natürlich}}=1$)

3.2.3 Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer

Von den vorhandenen Daten konnten für 12 Literaturangaben die Überlebensraten in solche inklusive fischereilicher Mortalität und solche exklusive fischereilicher Mortalität unterteilt werden (vgl. Abb. 4).

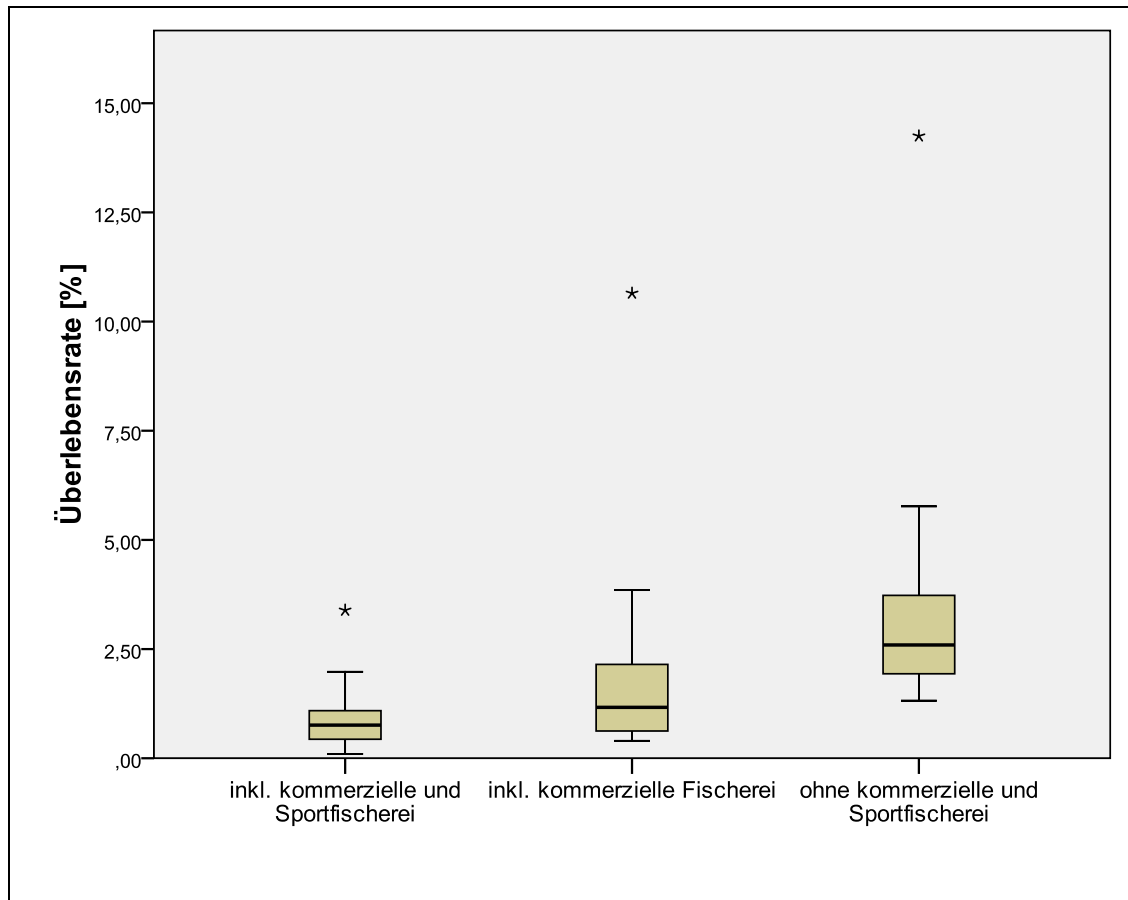


Abb. 4: Überlebensraten der Rückkehrer aller Altersgruppen bei Betrachtung unterschiedlicher Mortalitäten (inkl. Mortalität durch kommerzielle/Sportfischerei: n=11, inkl. kommerzieller Fischereimortalität: n=12, ohne kommerzielle/Sportfischerei: n=12)

Bei vorhandener kommerzieller und Sportfischerei ergab sich folgende Spanne der Überlebensraten:

- 1. Quartil: 0,44%**
- Medianwert: 0,76%**
- 3. Quartil: 1,09%.**

Unter Ausschluss jeglicher Fischerei- und Anglermortalität wurde folgende Spanne ermittelt:

1. Quartil:	1,94%
Medianwert:	2,60%
3. Quartil:	3,73%.

Zusätzlich wurden Überlebensraten vom Smolt bis zum Rückkehrer für unterschiedlich lange Aufenthalte im Meer zusammengestellt. In Abb. 5 sind die Überlebensraten für Daten dargestellt, die alle Altersgruppen zusammen betrachten, für solche, die nur 1SW analysiert haben und außerdem solche, die nur MSW betrachten. Smolts aus natürlicher Reproduktion und Smolts aus Besatzmaßnahmen wurden einander gegenüber gestellt, da Tiere aus Besatz eine höhere Mortalität aufweisen (Isaksson 1980, Locke 1998, Piggins 1980, vgl. Abb. 5). Mögliche Gründe für diese erhöhte Mortalität liegen in einer verringerten Nahrungsaufnahme, höherer Prädation, erhöhter Fischereimortalität und Inzuchtproblemen (Crozier et al. 1997, Jonsson et al. 2003, Piggins 1985). Aus den insgesamt 39 Literaturangaben zu den kombinierten Altersgruppen lag folgende Spanne der Überlebensraten für Smolts aus natürlicher Reproduktion und Smolts aus Besatzmaßnahmen vor:

<u>natürliche Reproduktion (N = 22):</u>		<u>Besatz (N = 17):</u>
1. Quartil:	3,10%	0,33%
Medianwert:	5,95%	1,50%
3. Quartil:	11,60%	3,00%.

Unter Berücksichtigung von 117 Literaturangaben für 1SW-Lachse ergaben sich folgende Quartile der Überlebensraten:

<u>natürliche Reproduktion (N = 56):</u>		<u>Besatz (N = 61):</u>
1. Quartil:	2,30%	1,00%
Medianwert:	5,30%	1,90%
3. Quartil:	7,90%	3,60%.

Aus 19 Quellen für MSW-Lachse wurden folgende Spannen für Smolts aus natürlicher Reproduktion und solchen aus Besatzmaßnahmen ermittelt:

	<u>natürliche Reproduktion (N = 14):</u>	<u>Besatz (N = 5):</u>
1. Quartil:	0,04%	0,02%
Medianwert:	0,19%	0,02%
3. Quartil:	3,70%	1,50%.

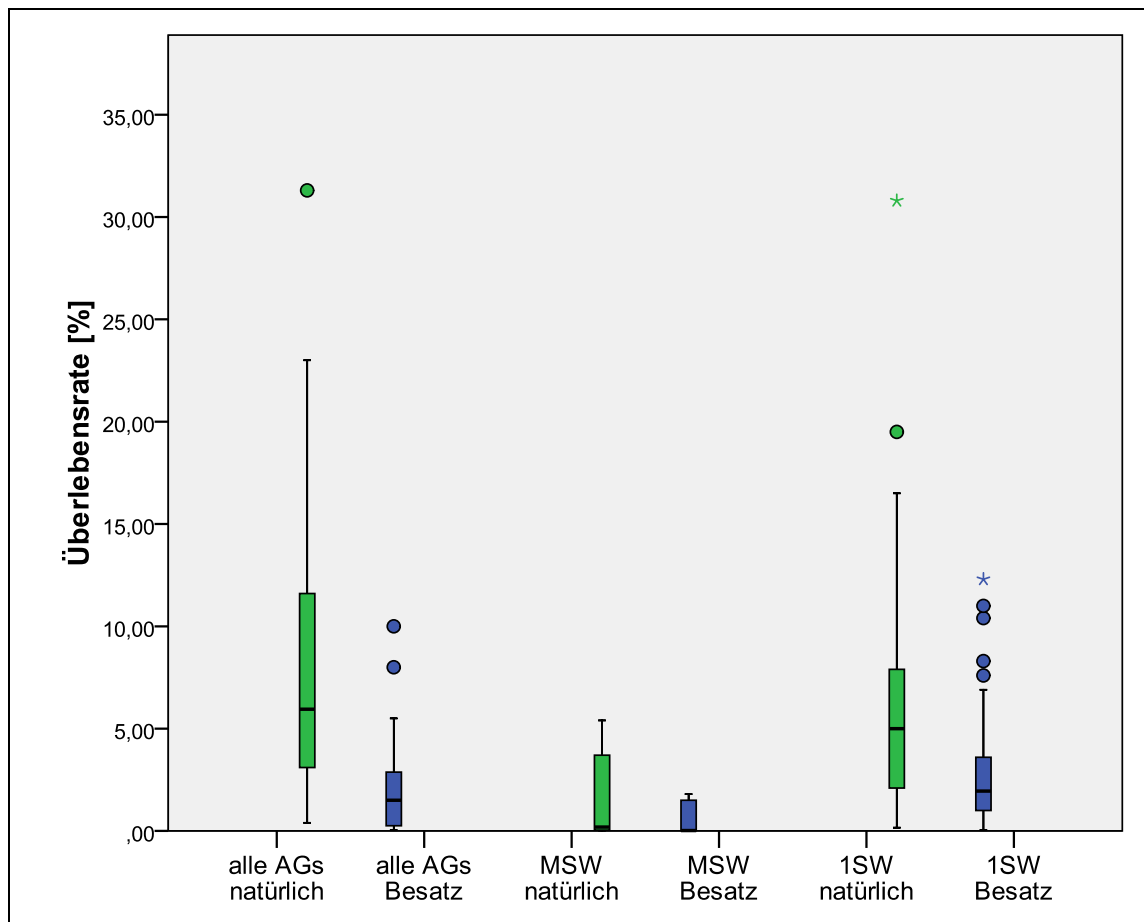


Abb. 5: Boxplots der Überlebensraten des Lachses vom Smolt bis zum Rückkehrer für verschiedene Altersgruppen aus natürlicher Reproduktion (grün) sowie Besatzmaßnahmen (blau), N = 22 für alle AGs, natürlich; N = 17 für alle AGs, Besatz; N = 14 für MSW, natürlich, N = 5 für MSW, Besatz; N = 56 für 1SW, natürlich; N = 61 für 1SW, Besatz

Da im Wesersystem Lachsbesatz mit Tieren aus dem Skjern A Stamm stattfindet und dieser einen Anteil an MSW von 50-65% aufweist (Jens Salva, schriftl. Mitteilung), wurden aus den oben angegebenen Spannen zu 1SW und MSW folgende Mittelwerte berechnet:

	<u>natürliche Reproduktion (N = 70):</u>	<u>Besatz (N = 66):</u>
1. Quartil:	1,17%	0,51%
Median:	2,75%	0,96%
3. Quartil:	5,80%	2,55%.

Für das Wesersystem werden die Überlebensraten im Bereich des 1. Quartils angenommen, wobei nach der aktuellen Situation nur Tiere aus Besatzmaßnahmen berücksichtigt werden sollten (vgl. Abschnitt 3.2.2). Eine sich selbst erhaltende Population benötigt eine Überlebensrate im Bereich des Medians der aus natürlicher Reproduktion stammenden Smolts. Hierbei sollen keine Smolts aus Besatzmaßnahmen betrachtet werden, da die sich selbst erhaltende Population sich entsprechend auch natürlich reproduziert. Da sich die verschiedenen Lachspopulationen in drei genetisch deutlich zu unterscheidende Formen (Baltik, nordöstlicher Atlantik, nordwestlicher Atlantik) unterteilen lassen (Schmidt 1996), stellt sich die Frage, inwieweit die Vermischung von Literaturdaten aus allen drei Formen für eine Übertragung auf das Wesersystem gerechtfertigt ist. Ein statistischer Vergleich der Überlebensraten natürlich reproduzierender Rückkehrer (1SW) von nordwestatlantischen sowie nordostatlantischen Populationen hat jedoch keine signifikanten Unterschiede ergeben (Mann-Whitney-U-Test, $U = 264,5$, $N = 53$, $p > 0,05$). Andere Daten konnten aufgrund der zu geringen Stichprobe nicht getestet werden. Außerdem erweist sich das Verhalten von Lachsen bezüglich ihrer Populationsstruktur allgemein als sehr variabel, auch innerhalb einer Population (Klemetsen et al. 2003). Beispielsweise wird das Alter der Lachse bei Smoltifikation beeinflusst vom Breitengrad und damit von den Wassertemperaturen und der Länge der Vegetationszeit (Mills 1989, Power 1981 in Klemetsen et al. 2003). Außerdem gab Elson (1957) an, dass eine Smoltifikation nur dann eintritt, wenn die Parrs einige Monate vor der Smoltabwanderung eine Mindestgröße von 10 cm aufweisen. Des Weiteren belegt eine Untersuchung an verschiedenen europäischen Stämmen

(darunter auch der Skjern-Stamm), dass keine Korrelation zwischen der geographischen und der genetischen Distanz dieser Stämme vorliegt (Nielsen et al. 1996). Aus diesen Gründen wurde die Verwendung von Daten aller drei Formen als zulässig angesehen.

3.2.4 Verhältnis Anzahl Laichfische / Anzahl Rückkehrer

Zum Verhältnis von Laichfischen gegenüber Rückkehrern existieren nur wenige Literaturangaben (N=4). Folgende Spannweite ist vorhanden:

Minimum:	0,5
Medianwert:	0,75
Maximum:	0,9.

Dieses Verhältnis berücksichtigt auch, dass in den Fluss zurückkehrende Lachse bei erschwerten Aufstiegsbedingungen ggf. wieder ins Meer abwandern, ohne gelaicht zu haben. Aus diesem Grund wird das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern im Wesersystem im Bereich des Minimumwerts vermutet. Um jedoch den Selbsterhalt einer Population zu gewährleisten, ist der Maximalwert notwendig. Dieser kann im Wesersystem durch quantitative und qualitative Verbesserungen der Laichhabitate sowie durch eine verbesserte Durchgängigkeit des Flusssystems erreicht werden.

3.2.5 Überlebensrate der Kelts

Bei den existierenden Literaturangaben zum Überleben der Kelts kann sowohl natürliche als auch anthropogen bedingte Mortalität nicht ausgeschlossen werden. Wie auch Abb. 6 verdeutlicht, ist die Variabilität der überlebenden Kelts bis zu einem zweiten Laichaufstieg sehr groß (vgl. auch Klemetsen et al. 2003). Eine Quelle konnte speziell für die Passage eines Wasserkraftwerks mit fünf Francis-Turbinen eine Keltüberlebensrate von 92,3% ermitteln (Scruton et al. 2007). Für dieses Kraftwerk besteht ein Bypass-System. Kein Kelt überlebte eine Abwanderung direkt über die Turbinen. Aus den 10 vorhandenen Literaturangaben wurden folgende Werte ermittelt:

- 1. Quartil:** 7,00%
Medianwert: 8,20%
3. Quartil: 15,00%.

Unter den im Wesersystem gegenwärtig existierenden Bedingungen bzgl. der Durchlässigkeit ist allerdings von einem vernachlässigbar geringen Anteil überlebender Kelts auszugehen. Aus diesem Grund wird für das Wesersystem momentan eine Überlebensrate von 0% angenommen.

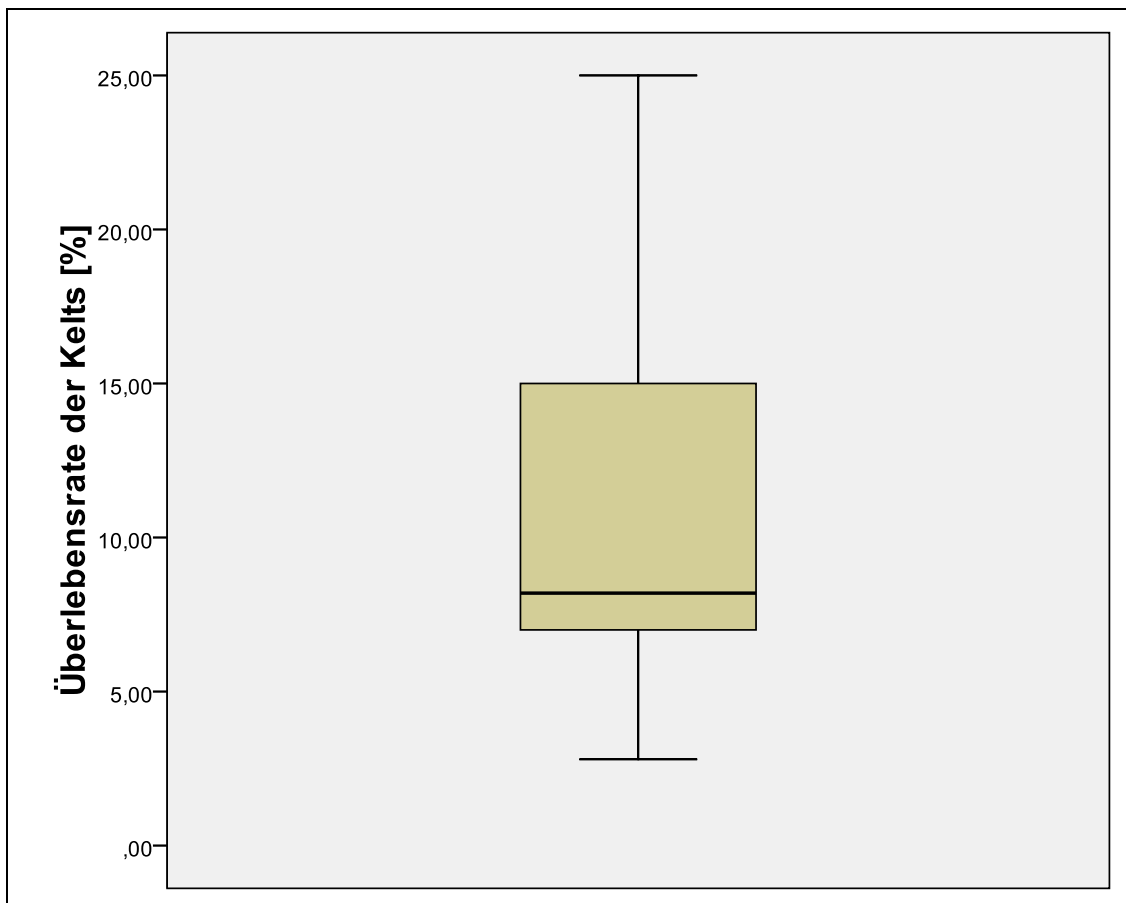


Abb. 6: Boxplot der Überlebensraten der Kelts bis zum erneuten Laichvorgang (N=10)

3.2.6 Zusammenfassung der Überlebensraten des Atlantischen Lachses

In folgender Tab. 1 sind die der Literatur entnommenen Überlebensraten, die Einschätzungen der aktuellen Situation im Wesersystem sowie die für das Wesersystem benötigten Überlebensraten für einen Selbsterhalt der Population für alle relevanten Lebensstadien zusammenfassend dargestellt.

Tab. 1: Zusammenfassung der Überlebensraten aus der Literatur und der Einschätzungen für das Wesersystem

Stadium	Spanne der Überlebensraten			Ist-Zustand Wesersystem	Selbsterhalt Population
	1. Quartil	Median	3. Quartil		
abs. Fruchtbarkeit [Eier]	5030	6864	10530	1. Quartil	1. Quartil
rel. Fruchtbarkeit [Eier/kg]	1600	1862	2190	840-1260	
Ei bis Smolt [%]	0,81	1,24	1,60	1. Quartil	3. Quartil
Smolt bis Rückkehrer [%] (natürliche Reprod.)	1,17	2,75	5,80	-	Median
Smolt bis Rückkehrer [%] (Besatz)	0,51	0,96	2,55	1. Quartil	-
Laicher / Rückkehrer	0,5*	0,75	0,9*	Minimum	Maximum
Kelt [%]	7,00	8,20	15,00	0	0

* hier werden statt der Quartile Minimum und Maximum verwendet

3.3 Mortalitätsursachen für die verschiedenen Lebensstadien

Für die verschiedenen Lebensstadien des Atlantischen Lachses sind in Tab. 2 die möglichen Mortalitätsursachen, die ausschließlich der Literatur entnommen wurden, aufgeführt. Es wurden für diese Darstellung z.T. kürzere Lebensabschnitte gewählt als bei den Kapiteln 4.2.1-4.2.5, um die entsprechenden Mortalitätsursachen detaillierter zwischen den Stadien abgrenzen zu können.

3.3.1 Mortalitätsursachen vom Ei bis zum Smolt

Für Salmoniden im Allgemeinen hat der Sauerstoffgehalt des Wassers und in diesem Zusammenhang die Korngröße des Substrats den größten Einfluss auf das Überleben **befruchteter Eier bis zur Emergenz der Larven** (Malcolm et al. 2008, Mills 1989, Pauwels & Haines 1994, Rubin & Glimsäter 1996, Steinmann & Bless 2005c). Aus diesem Grund führen auch Feinsedimenteinträge zu erhöhter Mortalität (Gibbins et al. 2008, Malcolm et al. 2008). Weiterhin wurden Prädatoren als mögliche Mortalitätsursache dieses Stadiums genannt (MacKenzie & Moring 1988). Die Erwärmung der Gewässer durch Kühlwassereinleitungen ist allgemein ein Gefährdungskriterium (Steinmann & Bless 2005c). Als Hauptursachen für die Mortalität **zwischen Emergenz und Smoltifikation** gelten inter- und intraspezifische Konkurrenz sowie Wintermortalität (Elson 1957, Mills 1989, Näslund 1998, Shearer 1992). Weitere Mortalitätsursachen sind die Prädation durch Fische und Kormorane (Gray et al. 1990 in Bielak et al. 1991, Koed et al. 2002, 2006, Näslund 1998, Shearer 1992, Steinmann & Bless 2005c), anthropogen bedingte Habitatveränderungen (Fryer & Mundy 1993) und vermutlich die Sportfischerei (Meister 1962). **Während der Smoltabwanderung** treten als natürliche Mortalität Prädation durch Kormorane und andere Prädatoren auf (Aarestrup & Koed 2003, Dieperink et al. 2002, Koed et al. 2006, Mills 1989, Piggins 1980, Shearer 1992, Thorstad et al. 2007). Als anthropogen bedingte Mortalitätsfaktoren für dieses Lebensstadium wurden die Wasserkraft (Aarestrup & Koed 2003, Froehlich-Schmitt 2004, Fryer & Mundy 1993, Scruton et al. 2007, Steinmann & Bless 2005c), Entnahmen (Aarestrup & Koed 2003) und irrtümliche oder bewusste Befischung durch Angler und Berufsfischer (Schmidt 1996) angegeben.

Bei den meisten Literaturangaben zu Überlebensraten vom Ei bis zum Smoltstadium wurden keine Mortalitätsursachen angegeben. Jeweils eine Quelle gab als natürliche Mortalitätsursache Konkurrenz, kalte Winter und Prädation (Vögel/Säugetiere) an (Chadwick 1982, Potter & Crozier 2000). Ebenfalls jeweils eine Quelle verwies auf anthropogen bedingte Mortalität durch Habitatdegradation und Verschlickung bzw. Umweltverschmutzung (Paloheimo & Elson 1974, Potter & Crozier 2000).

3.3.2 Mortalitätsursachen vom Smolt bis zum Rückkehrer

Für die **marine Phase** lagen die meisten Literaturangaben vor. Prädation und variable ozeanische Bedingungen kommen als natürliche Mortalitätsursachen in Frage (ICES 1998, Schmidt 1996, Shearer 1992, Steinmann & Bless 2005c). Außerdem sind von den anthropogenen Einflüssen vor allem die kommerzielle Fischerei, aber auch Angler für die Mortalität bis zur Rückkehr in die Flüsse verantwortlich (z.B. Chadwick & Meerburg 1978, Crozier et al. 1997, Kerswill 1971, May 1971 in Paloheimo & Elson 1974, Saunders 1969).

Aus der Literatur, die für die Empfehlung der Überlebensraten für das Wesersystem genutzt wurde, wurden die anthropogenen Mortalitätsursachen kommerzielle Fischerei in acht Quellen und Sportfischerei in sechs Quellen genannt (Crozier et al. 1997, ICES 1998, 2005, 2009a; Kerswill 1971, May 1971 in Paloheimo & Elson 1974, Saunders 1969, Saunders & Allen 1967).

3.3.3 Mortalitätsursachen der Kelts

Natürliche Mortalitätsursachen von Kelts finden sich im Flusssystem durch Krankheiten und Erschöpfung aufgrund des hohen Gewichtsverlusts (Mills 1989, Schmidt 1996). Nahrungsmangel im Frühjahr gilt als weitere Ursache der Keltmortalität (Moore et al. 1995). Die kommerzielle sowie die Sportfischerei gelten als eine wesentliche anthropogen bedingte Mortalitätsursache (Mills 1989, Moore et al. 1995, Schmidt 1996). Aber auch Wasserkraftwerke führen bei der Keltabwanderung zu erhöhter Mortalität (Scruton et al. 2007).

In der spezifischen Literatur, aus der die Überlebensraten der Kelts entnommen wurden, gab es keinerlei Hinweise auf Mortalitätsursachen.

Tab. 2: Mortalitätsursachen des Atlantischen Lachses für unterschiedliche Lebensstadien laut Literaturquellen

Mortalität		Lebensstadium				
		Ei bis Emergenz	Emergenz bis Smolt	Smoltabwanderung	marine Phase bis Rückkehr	Kelt
natürlich	Kormoran		X	X		
	andere Prädatoren	X	X	X	X	
	Konkurrenz		X			
	Anderes	X	X		X	X
anthropogen bedingt	Fischerei			X	X	X
	Angler		X	X	X	X
	Wasserkraft			X		X
	Entnahmen			X		
	Einträge	X				
	Anderes		X			

4 Zusammenfassung

Im Rahmen der schriftlichen Expertise zur Populationsdynamik des Atlantischen Lachses, der Meerforelle, des Meer- und Flussneunauges sowie des Europäischen Aals wurden mit Fokus auf die Überlebensraten relevante Populationsparameter sowie Mortalitätsursachen aus der Literatur zusammengetragen, evaluiert und deren Übertragbarkeit auf das Wesersystem geprüft.

Die Datenlage für den Atlantischen Lachs wird als gut, für die Meerforelle und den Aal als ausreichend und für die Neunaugen als ungenügend eingeschätzt. Bearbeitete Populationsparameter für Lachs und Meerforelle waren die Eizahl (absolute und relative Fruchtbarkeit), die Überlebensraten vom Ei bis zum Smolt, vom Smolt bis zum Rückkehrer und vom Kelt bis zum Rückkehrer sowie das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern. Für Meer- und Flussneunauge konnte nur der Parameter Eizahl behandelt werden. Beim Aal wurden die relevanten Überlebensraten der kontinentalen Phase bearbeitet. Um den sich zukünftig ggf. ändernden Umweltbedingungen, Bestandsstrukturen und Wanderbedingungen im Wesersystem Rechnung zu tragen, wurden Mediane der relevanten Populationsparameter mit ihren Spannbreiten (1. und 3. Quartil) berechnet, so dass Extremwerte ausgeschlossen wurden. Sofern verfügbar wurden plausible Werte für den Ist-Zustand und bei Lachs und Meerforelle auch für den Zustand bei Selbsterhalt der Populationen für die entsprechenden Lebensstadien für das Wesersystem angenommen. Falls vorhanden, wurde hierbei auf aktuell aus dem Wesersystem stammende Daten gesondert hingewiesen.

5 Literatur

1. **Aarestrup, K.; Koed, A.** (2003): Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 12, 169–176.
2. **Allan, I. R.; Ritter, J. A.** (1977): Salmonid terminology. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 37 (3), 293–299.
3. **Baum, E. T.; Meister, A. L.** (1971): Fecundity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) from two Maine rivers. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28 (5), 764–767.
4. **Chadwick, E. M.** (1982): Stock-recruitment relationship for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Newfoundland rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39, 1496–1501.
5. **Chadwick, E. M.; Meerburg, D. J.** (1978): Sea survival of 1SW Atlantic salmon. *ICES C.M.*, 1978/M: 10, 1–4.
6. **Crozier, W. W.; Moffett, I. J.; Kennedy, G. J. A.** (1997): Comparative performance of native and non-native strains of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) ranched from the River Bush, Northern Ireland. *Fisheries Research*, 32, 81–88.
7. **Diperink, C.; Bak, B. D.; Pedersen, L. F.; Pedersen, M. I.; Pedersen, S.** (2002): Predation on Atlantic salmon and sea trout during their first days as postsmolts. *Journal of Fish Biology*, 61, 848–852.
8. **Dirksmeyer, J.** (2008): Untersuchungen zur Ökomorphologie der Laichhabitats von Lachsen und Meerforellen in Deutschland. Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen.
9. **Elson, P. F.** (1957): Using hatchery-reared Atlantic salmon to best advantage. *The Canadian Fish Culturist*, 21, 7–17.
10. **Froehlich-Schmitt, B.** (2004): Rhein & Lachs 2020. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz.
11. **Fryer, J. K.; Mundy, P. R.** (1993): Determining the relative importance of survival rates at different life history stages on the time required to double adult salmon populations. In: Gibson, R. J.; Cutting, R. E. (Hrsg.), *Production of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar, in natural waters*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 118, 219–223.
12. **Gibbins, C.; Shellberg, J.; Moir, H.; Soulsby, C.** (2008): Hydrological influences on adult salmonid migration, spawning, and embryo survival. In: Sear, D. A., DeVries, P. (Hrsg.), *Salmonid Spawning Habitat in Rivers: physical controls, biological responses, and approaches to remediation*. American Fisheries Society, Symposium 65, Bethesda, Maryland.

13. **Gray, R. W.; Guignon, D. L.; Hambrook, M. J.** (1990): Atlantic salmon enhancement of the Morell River, P.E.I. *Atlantic Salmon Journal*.
14. **Hansen, L. P.; Quinn, T. P.** (1998): The marine phase of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) life cycle, with comparisons to Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (Suppl. 1), 104-118.
15. **Heinimaa, S.; Heinimaa, P.** (2004): Effect of the female size on egg quality and fecundity of the wild Atlantic salmon in the sub-arctic River Teno. *Boreal Environment Research*, 9, 55–62.
16. **Howe, E. A.; Marsden, J. E.; Bouffard, W.** (2006): Movement of Sea Lamprey in the Lake Champlain Basin. *Journal of Great Lakes Research*, 32, 776–787.
17. **ICES** (1998): Report of the Working Group on North Atlantic Salmon, ICES Headquarters 14-23 April 1998. ICES C.M., 1998/ACFM: 15, 1–214.
18. **ICES** (2005): Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 5-14 April 2005, Nuuk, Greenland. ICES CM 2005/ACFM:17.
19. **ICES** (2009a): Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 30 March–8 April, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2009/ACOM:06.
20. **Isaksson, A.** (1980): Salmon ranching in Iceland. *In*: Thorpe, J. E. (Hrsg.), *Salmon ranching*. Academic press, London, 131–156.
21. **Jonsson, N.; Jonsson, B.; Hansen, L. P.** (1998): The relative role of density-dependent and density-independent survival in the life cycle of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology*, 67 (5), 751–762.
22. **Jonsson, N.; Jonsson, B.; Hansen, L. P.** (2003): The marine survival and growth of wild and hatchery-reared Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology*, 40, 900-911.
23. **Kerswill, C. J.** (1971): Relative Rates of Utilization by Commercial and Sport Fisheries of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) from the Miramichi River, New Brunswick. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28, 351–363.
24. **Klemetsen, A.; Amundsen, P. A.; Dempson, J. B.; Jonsson, B.; Jonsson, N.; O'Connell, M. F.; Mortenson, E.** (2003): Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12, 1–59.
25. **Koed, A.; Baktoft, H.; Bak, B. D.** (2006): Causes of mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts in a restored river and its estuary. *River Research and Applications*, 22, 69-78.
26. **Koed, A.; Jepsen, N.; Aarestrup, K.; Nielsen, C.** (2002): Initial mortality of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts following release downstream of a hydropower station. *Hydrobiologia*, 483, 31-37.

27. **Locke, A.** (1998): Modeling the Effects of Poststocking Survival Rates on the Success of Stocking Hatchery Atlantic Salmon in a New Brunswick River. *North American Journal of Fisheries Management*, 18, 547–560.
28. **Ludwig, S.** (2010): Arbeitsgemeinschaft für Fischarten- und Gewässerschutz in Norddeutschland. Website: <http://www.wanderfische.de/AFGN/Projekte.html> (letzter Abruf: 24.02.2010).
29. **MacKenzie, C.; Moring, J. R.** (1988): Estimating survival of Atlantic salmon during the integravel period. *North American Journal of Fisheries Management*, 8, 45–49.
30. **Malcolm, I. A.; Greig, S. M.; Youngson, A. F.; Soulsby, C.** (2008): Hyporheic influences on salmon embryo survival and performance. *In*: Sear, D. A., DeVries, P. (Hrsg.), *Salmonid Spawning Habitat in Rivers: physical controls, biological responses, and approaches to remediation*. American Fisheries Society, Symposium 65, Bethesda, Maryland.
31. **May, A. W.** (1971): Canadian tagging and recapture data for Atlantic salmon 1959 through 1970. ICNAF Research Document, 71/110.
32. **Meister, A. L.** (1962): Atlantic salmon production in Cove Brook, Maine. *Transactions of the American Fisheries Society*, 91, 208–212.
33. **Mills, C. P.; Piggins, D. J.; Cross, T. F.** (1990): Burrishoole sea trout - a twenty year study. *In*: Institute of Fisheries Management (Hrsg.), *20th Annual Study Course Proceedings*, 61–78.
34. **Mills, D. H.** (1989): *Ecology and management of Atlantic salmon*. Chapman and Hall, London.
35. **Näslund, I.** (1998): Survival and dispersal of hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta*, released in small streams. *In*: Cowx, I. G. (Hrsg.), *Stocking and introduction of fish*. Fishing News Books, Oxford, Malden, MA, 59–76.
36. **Nielsen, E. E.; Hansen, M. M.; Loeschcke, V.** (1996): Genetic structure of European populations of *Salmo salar* L. (Atlantic salmon) inferred from mitochondrial DNA. *Heredity*, 77, 351–358.
37. **Paloheimo, J. E.; Elson, P. F.** (1974): Reduction of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Catches in Canada Attributed to the Greenland Fishery. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 31, 1467–1480.
38. **Pauwels, S. J.; Haines, T. A.** (1994): Survival, hatching, and emergence success of Atlantic salmon eggs planted in three Maine streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 14, 125–130.
39. **Piggins, D. J.** (1980): *Salmon Ranching in Ireland*. *In*: Thorpe, J. E. (Hrsg.), *Salmon ranching*. Academic press, London, 187–198.

40. **Piggins, D. J.; Mills, C. P. R.** (1985): Comparative aspects of the biology of naturally produced and hatchery-reared Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.). *Aquaculture*, 45, 321-333.
41. **Pope, M. A.; Mills, D. H.; Shearer, W. M.** (1961): The fecundity of Atlantic salmon (*Salmo salar* Linn.). Department of Agriculture and Fisheries for Scotland, Freshwater and Salmon Fisheries Research, 26, 12 S.
42. **Potter, E. C.; Crozier, W. W.** (2000): A perspective on the marine survival of Atlantic salmon. In: Mills, D. (Hrsg.), *The ocean life of Atlantic salmon*. Fishing News Books, Oxford, 19–36.
43. **Power, G.** (1981): Stock characteristics and catches of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Quebec, and Newfoundland and Labrador in relation to environmental variables. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 1601-1611.
44. **Rubin, J.-F.; Glimsäter, C.** (1996): Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology*, 48, 585–606.
45. **Saunders, R. L.** (1969): Contributions of Salmon from the Northwest Miramichi River, New Brunswick, to various fisheries. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26, 269–278.
46. **Saunders, R. L.; Allen, K. R.** (1967): Effects of tagging and of fin-clipping on the survival and growth of Atlantic salmon between smolt and adult stages. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 24 (12), 2595–2611.
47. **Schmidt, G.** (1994): Leitfaden zum Fischartenschutz in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Schriftenreihe, 2. Recklinghausen.
48. **Schmidt, G. W.** (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen. Landwirtschaftsverl., Münster.
49. **Schneider, J.** (1999): Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen.
50. **Scruton, D. A.; Pennell, C. J.; Bourgeois, C. E.; Goosney, R. F.; Porter, T. R.; Clarke, K. D.** (2007): Assessment of a retrofitted downstream fish bypass system for wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and kelts at a hydroelectric facility on the Exploits River, Newfoundland, Canada. *Hydrobiologia*, 582, 155-169.
51. **Shearer, W. M.** (1992): *The Atlantic salmon*. University Press, Cambridge.
52. **Steinmann, I.; Bless, R.** (2005c): *Salmo salar* Linnaeus, 1758. In: Petersen, B. (Hrsg.), *Wirbeltiere*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 314–319.
53. **Thorstad, E. B.; Okland, F.; Finstad, B.; Sivertsgard, R.; Plantalech, N.; Bjorn, P. A.; McKinley, R. S.** (2007): Fjord migration and survival of wild and

hatchery-reared Atlantic salmon and wild brown trout post-smolts. *Hydrobiologia*, 582, 99-107.

54. **Young, R. J.; Houston, K. A.; Weise, J. G.; Kelso, J. R. M.** (1990): The effect of environmental variables on the population dynamics of sea lamprey, *Petromyzon marinus*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science, 1736, 35 S.