



# Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken

Grundlagen, Ermittlung und Beispiele




Baden-Württemberg



Landesanstalt für Umweltschutz  
Baden-Württemberg

# Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken

 Grundlagen, Ermittlung und Beispiele

HERAUSGEBER	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) 76157 Karlsruhe · Postfach 21 07 52 <a href="http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de">www.lfu.baden-wuerttemberg.de</a>
BEARBEITUNG	Projektbegleitende Arbeitsgruppe auf Grundlage einer Studie der Universität Karlsruhe (TH), Institut für Wasser und Gewässerentwicklung: Gerhard Bartl, Regierungspräsidium Freiburg Heinz Daucher, Landesanstalt für Umweltschutz BW Ralph-Dieter Görnert, Regierungspräsidium Karlsruhe Matthias Groteklaes, Regierungspräsidium Freiburg Dr. Frank Hartmann, Regierungspräsidium Karlsruhe Dr. Rainald Hoffmann, Regierungspräsidium Stuttgart (Teilprojekt) Bernd Karolus, Landesanstalt für Umweltschutz BW Dr. Manuel Konrad, Regierungspräsidium Tübingen Dr. Hans-Helmut Klepser, Regierungspräsidium Tübingen Dr. Herbert Löffler, Institut für Seenforschung BW Rainer Magenreuter, Umweltministerium BW Gerd Munding, Gewässerdirektion SOR/ HR, Bereich Offenburg Iris Steger, Umweltministerium BW Hartmut Vobis, Landesanstalt für Umweltschutz BW Hubert Wnuck, Regierungspräsidium Karlsruhe (Teilprojekt)
BEARBEITUNG ANHANG 3	Peter Dehus, Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS)
REDAKTION	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) Referat 41 – Fließgewässer, Integrierter Gewässerschutz
BEZUG	Die Broschüre ist für 13,00 Euro erhältlich bei der Verlagsauslieferung der LfU bei JVA Mannheim Druckerei Herzogenriedstraße 111 · 68169 Mannheim. Telefax 0621 / 398-370 <a href="mailto:bibliothek@lfuka.lfu.bwl.de">bibliothek@lfuka.lfu.bwl.de</a>  Download unter <a href="http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de">http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de</a>
ISSN	1436-7882 (Bd. 97, 2005)
ISBN	3-88251-297-0
STAND	2005, 1. Auflage
DRUCK	Greiserdruck GmbH & Co. KG, Rastatt gedruckt auf Recyclingpapier

Nachdruck, auch auszugsweise, nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>5</b>
<b>TEIL A ZUM LEITFADEN</b>	<b>6</b>
A 1 Ziele und praktische Nutzung des Leitfadens	6
A 2 Rechtsgrundlage	6
A 3 Auswirkung einer Wasserentnahme	8
<b>TEIL B ERMITTLUNG VON MINDESTABFÜSSEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG</b>	<b>8</b>
B 1 Beschreibung des Vorgehens	9
B 2 Ermittlung des Orientierungswertes	12
B 3 Ermittlung eines örtlich angepassten Abflusswertes	12
B 3.1 Ökologische Faktoren	13
B 3.1.1 Durchgängigkeit	13
B 3.1.2 Lebensraum	13
B 3.1.3 Wassergüte	14
B 3.2 Auswahl von Kriterien und deren Anwendung in der Praxis	15
B 3.3 Auswahl der repräsentativen Bereiche	18
B 3.4 Umsetzung in Abflussgrößen	18
B 3.4.1 Hydraulische Abschätzung	19
B 3.4.2 Dotationsversuche	19
B 3.4.3 Habitatmodellierungsverfahren	23
B 3.5 Zusammenfassung	24
B 4 Prüfung einer zuflussabhängigen dynamischen Erhöhung	25
B 5 Festlegung des Mindestabflusses	25
B 5.1 Bauliche und betriebliche Aspekte	25
B 5.2 Abschätzung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen	26
<b>TEIL C KONSTRUKTIVE MÖGLICHKEITEN DER ABFLUSSREGULIERUNG, STRUKTURVERBESSERUNG IN AUSLEITUNGSSTRECKEN UND VERBESSERUNG DER LEITSTRÖMUNG</b>	<b>27</b>
C 1 Ausgewählte Dotationsbauwerke	27
C 2 Abflussregelung an Bauwerken	31
C 3 Strukturverbesserung in ausgebauten Ausleitungsstrecken	32
C 4 Verbesserung der Leitströmung aus Ausleitungsstrecken	36

<b>TEIL D</b>	<b>EMPFEHLUNGEN ZUM BETRIEB UND ZU ERFOLGSKONTROLLEN</b>	<b>39</b>
D 1	Überwachung der Mindestabflussregelung an der Stauanlage	39
D 2	Durchflusskontrolle	39
D 3	Kontrolle der Durchgängigkeit	40
D 4	Erfolgskontrollen in der Ausleitungsstrecke	41
<b>Glossar</b>		<b>43</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>		<b>45</b>
<b>Bildnachweis</b>		<b>48</b>
<b>ANHANG 1:</b>	Repräsentative Beispiele in Baden-Württemberg	49
<b>ANHANG 2:</b>	Statistische Ermittlung hydrologischer Werte wie MNQ anhand von Pegelauswertungen	119
<b>ANHANG 3:</b>	Anforderungsprofile von Indikator-Fischarten	125
<b>ANHANG 4:</b>	Das Softwarepaket CASiMiR	155
<b>ANHANG 5:</b>	Weitere Verfahren zur Mindestabflussermittlung	161
<b>ANHANG 6:</b>	Formblätter	175

# Zusammenfassung

Bei der Beurteilung von Wasserentnahmen aus Fließgewässern, insbesondere für die Wasserkraftnutzung, stellt sich die Aufgabe, ausreichende Mindestabflüsse zu ermitteln, um die natürlichen Gewässerfunktionen gewährleisten zu können. Gleichzeitig ist die energiewirtschaftliche Seite zu berücksichtigen. Die Ermittlung des Mindestabflusses wird in Baden-Württemberg für kleine Wasserkraftanlagen durch den so genannten "Wasserkrafterlass" für Wasserkraftanlagen bis 1000 kW geregelt. Dieser hat sich in Baden-Württemberg seit 1993 bewährt.

Der vorliegende Leitfaden „Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken“ stellt den fachlichen Hintergrund zum „Wasserkrafterlass“ dar und gibt Hinweise für den praktischen Vollzug. Damit soll die landesweite Vorgehensweise nach dem heutigen Stand von Wissenschaft und Technik vereinheitlicht und eine größere Rechtssicherheit erreicht werden. Der Leitfaden enthält Grundlagen zur Hydrologie, Hydraulik, Ökologie und Fischerei, Informationen zu baulichen, betrieblichen und ökonomischen Aspekten sowie konstruktive Möglichkeiten zur Gestaltung der Abflussregulierung.

Der Leitfaden richtet sich gleichermaßen an Wasserkraftbetreiber, Planer und Behörden. Im Gegensatz zum Erlass sind die Aussagen im Leitfaden jedoch nicht auf Wasserkraftanlagen mit einer Leistung kleiner 1000 kW begrenzt.

Die Ermittlung des Mindestabflusses erfolgt in einem mehrstufigen Verfahren. Zunächst wird ein Orientierungswert aus hydrologischen Daten ermittelt. Dieser Orientierungswert wird dann anhand der örtlichen Gegebenheiten überprüft und ggf. angepasst. Der vorliegende Leitfaden fasst die Vorgehensweise zusammen und gibt insbesondere Hinweise, wie der Orientierungswert auf der Grundlage einfacher ökohydraulischer Kriterien an die örtliche Situation angepasst werden kann. Grundlage dafür sind die Anforderungen der natürlichen Fischfauna des Gewässerabschnittes an ihren Lebensraum. Fische werden als geeignete Bioindikatoren angesehen, weil sie sehr spezifische Anforderungen an den Lebensraum „Fließgewässer“ stellen und innerhalb der dort vorkommenden Lebensgemeinschaft den größten Raumbedarf haben.

Das Vorgehen wird anhand von zehn Beispielen beschrieben. Zum Vergleich werden für die Beispiele jeweils sechs weitere in Deutschland praktizierte Verfahren zur Ermittlung des Mindestabflusses angewandt und die Ergebnisse gegenüber gestellt. Es zeigt sich, dass bei kleinen Gewässern eine Wasserentnahme oft ökologisch problematisch ist.



# Teil A Zum Leitfaden

## A 1 ZIELE UND PRAKTISCHE NUTZUNG DES LEITFADENS

Der Leitfaden soll Ingenieurbüros, Betreiber von Wasserkraftanlagen und die Verwaltung informieren und anhand von praktischen Beispielen bei der Ermittlung eines Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken behilflich sein (siehe Teil B). Er soll ein landesweit einheitliches Vorgehen gewährleisten. Die Festlegung des Mindestabflusses hängt jedoch – auch unter Berücksichtigung der Machbarkeit und Verhältnismäßigkeit – vom Einzelfall ab.

Bei der Wasserkraftnutzung unterscheidet man Ausleitungskraftwerke und Flusskraftwerke.

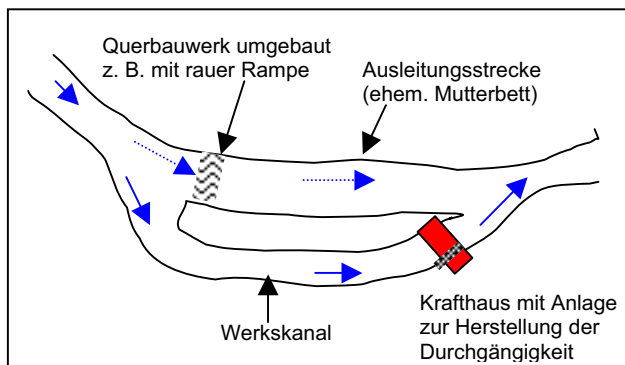


Abbildung A 1: Skizze eines Ausleitungskraftwerkes

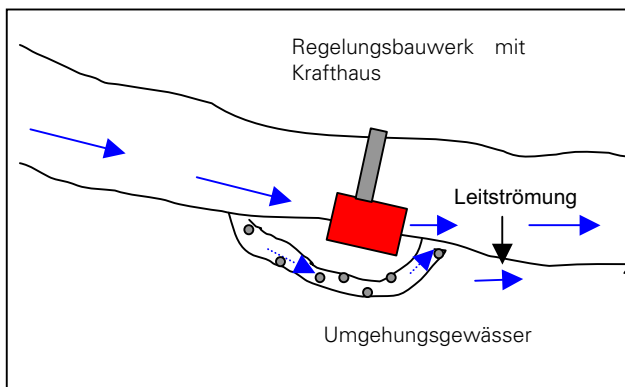


Abbildung A 2: Skizze eines Flusskraftwerkes

In der Regel wird bei einem Flusskraftwerk das entnommene Wasser unmittelbar unterhalb des Regelbauwerks wieder eingeleitet, so dass keine Ausleitungsstrecke

entsteht. Auch an Flusskraftwerken ist für die Anlage zur Herstellung der Durchgängigkeit ein ausreichender Abfluss mit der notwendigen Leitströmung zu gewährleisten. Darüber hinaus kann in Sonderfällen zum Erhalt von teilweise hochwertigen Lebensräumen direkt unterhalb von Wehren oder zur Belüftung eine Wasserdotation erforderlich sein.

Zum Verständnis der nachfolgenden Kapitel werden die grundlegenden Fachbegriffe dieses Leitfadens im Glossar erläutert. Die Begriffe sind mit dem Wasser-Abfall-Altlasten-Boden-Informationssystem (WAABIS) und der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) konform bzw. es werden Querverweise gegeben.

Bei der Beurteilung von Wasserkraftanlagen sind neben dem Mindestabfluss auch weitere Belange des Naturschutzes und der Fischerei zu prüfen und bei der Ermittlung der Orientierungswerte aufgrund der örtlichen Gegebenheiten angemessen zu berücksichtigen. Diese Aspekte sind nicht Gegenstand dieses Leitfadens.

## A 2 RECHTSGRUNDLAGE

Im Wassergesetz Baden-Württemberg § 35 a Abs. 1 ist geregelt:

„Benutzungen oberirdischer Gewässer dürfen nur zugelassen werden, wenn gewährleistet ist, dass die für die ökologische Funktionsfähigkeit erforderliche Wassermenge (Mindestwasserführung) erhalten bleibt.“

Hinweise zur Abwägung und Ermessensausübung bei Entscheidungen über die Zulassung von Wasserkraftanlagen ergeben sich aus der „Gemeinsamen Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums, des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum und des Wirtschaftsministeriums zur gesamtökologischen Beurteilung der Wasserkraftnutzung; Kriterien für die Zulassung von Wasser-



kraftanlagen bis 1000 kW“ [MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR, 2000], im Folgenden „Wasserkrafterlass“ genannt.

Der Wasserkrafterlass geht ausführlich auf die rechtlichen Grundlagen ein. Daher sind in diesem Leitfaden keine differenzierten rechtlichen Ausführungen enthalten.

Die WRRL hat insbesondere für die Gewässerökologie und die Gewässerbewirtschaftung Ziele definiert. Mit der „Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr zur Umsetzung der Anhänge II und V der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Gewässerbeurteilungsverordnung)“ vom 30. August 2004 wurden die WRRL Anhänge II und V in baden-württembergisches Wasserrecht umgesetzt.

Der Abfluss und die Fließgewässerdynamik sowie die Durchgängigkeit des Flusses sind hier als hydromorphologische Qualitätskomponente zur Einstufung des ökologischen Zustandes in Anhang 3 und 4 der Gewässerbeurteilungsverordnung benannt. Nach § 25a WHG und § 3g WG ist bis 2015 ein guter ökologischer Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potenzial aller oberirdischen Gewässer zu erreichen.

Um diesen Zustand zu erreichen, müssen flussgebietspezifisch Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne erarbeitet werden. Aufgrund dieser Programme und Pläne, die beide der Zustimmung des Landtags bedürfen (§ 3c Abs. 1 WG), kann je nach Zustand eine Umgestaltung von wasserbaulichen Anlagen erforderlich werden.

Ein gestörtes Abflussverhalten des Gewässers kann das Erreichen des guten ökologischen Zustandes gefährden. Ein Kriterium für die Ermittlung der so genannten „signifikanten Belastungen“ von Oberflächengewässern ist die Wassernutzung z. B. durch Wasserentnahmen bei Kraftwerken und durch Abflussregulierungen.

Schwellenwerte für die Signifikanz sind in der WRRL nicht vorgegeben. Nach dem Verständnis der WRRL können daher als signifikante Belastungen in erster Linie diejenigen Belastungen angesehen werden, die erwarten lassen, dass das Ziel „guter ökologischer Zustand“ gefährdet ist. Erläuterungen zur Bewertung der Belastungen findet man im „Methodenband – Bestandsaufnahme der WRRL in Baden-Württemberg“ [LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG, 2005].

Wie die Ermittlung von Mindestabflüssen in die Gewässerentwicklungsplanung in Baden-Württemberg und die Bewirtschaftungspläne nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie eingebunden ist, zeigt Abb. A 3.

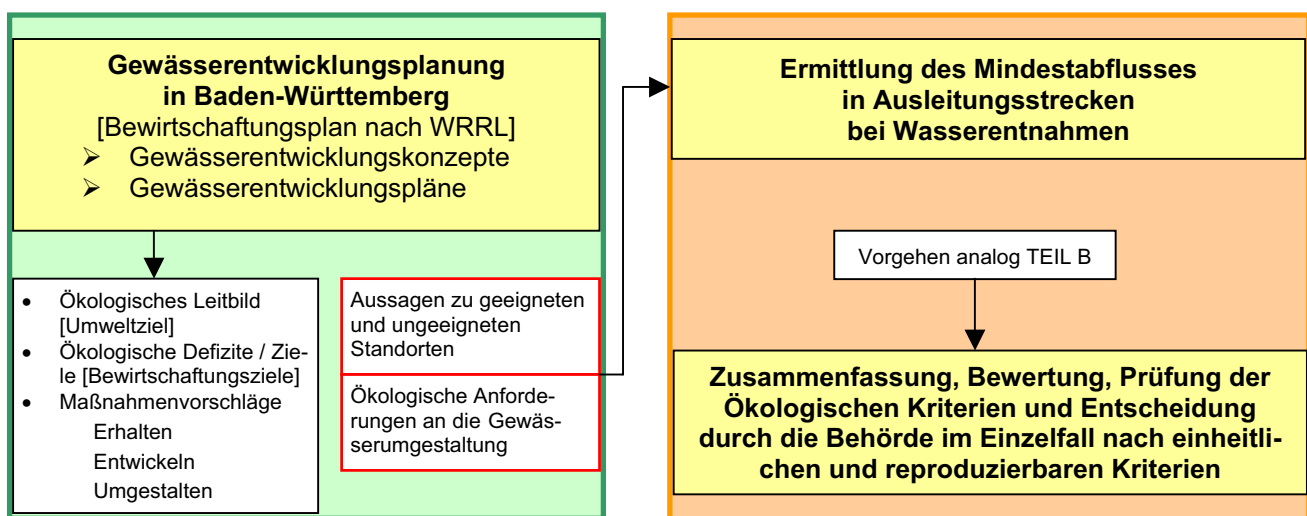


Abbildung A 3: Verknüpfung von Gewässerentwicklungsplanung und Ermittlung von Mindestabflüssen



### A 3 AUSWIRKUNG EINER WASSERENTNAHME

Für die Lebensgemeinschaften bedeutsame Faktoren wie Stoffhaushalt, Substrat bzw. Sediment, Benetzung und Strömung hängen maßgeblich vom Abfluss ab. Wasserentnahmen können daher zu einer Veränderung der Lebensgemeinschaften der Fließgewässer in ihrer Größe und Zusammensetzung führen. Eine natürliche Biozönose ist auf die natürlichen oder naturnahen Verhältnisse und Randbedingungen angewiesen. Folgende Punkte sind deshalb bei der Festlegung des Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken zu berücksichtigen:

- Eine Wasserentnahme greift in das ökologische Beziehungsgeflecht von Fließgewässern ein.
- Fließgewässerbiozönosen sind an das vorhandene Abflussregime angepasst. Dieses kann durch hydrologische Kennwerte beschrieben werden.
- Die lineare Durchgängigkeit für die naturraumspezifische Biozönose ist zu prüfen und erforderlichenfalls herzustellen.
- Den gewässertypischen und naturraumspezifischen Bedingungen ist Rechnung zu tragen.

Bei Mittel- und Niedrigwasser greift die Wasserentnahme deutlich in das Gefüge des Fließgewässer-Ökosystems ein.

Bei erhöhtem Mittelwasser- und Hochwasserabfluss greift dagegen die Wasserentnahme in der Regel relativ wenig in das natürliche Abflussregime der Ausleitungsstrecke ein. Typische Werte für den Hochwasserabfluss in der Ausleitungsstrecke liegen in der Größenordnung des Fünf- bis Zehnfachen des Ausbaudurchflusses.



Abbildung A 4: Restabfluss unterhalb eines Schlauchwehres

# Teil B Ermittlung von Mindestabflüssen in Baden-Württemberg

## B 1 BESCHREIBUNG DES VORGEHENS

In den nachfolgenden Kapiteln wird die Vorgehensweise zur Festlegung des Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen bis 1000 kW gemäß Wasserkrafterlass Baden-Württembergs erläutert. Weitere, in Baden Württemberg nicht eingeführte Verfahren sind in Anhang 5 dargestellt.

Der Wasserkrafterlass sieht ein mehrstufiges Vorgehen vor. Zunächst wird auf der Grundlage von hydrologischen Daten ein Orientierungswert ( $Q_{\min O}$ ) für den notwendigen Mindestabfluss ermittelt (Kapitel B 2).

Dieser Wert wird dann überprüft, um eine angemessene Anpassung an die örtlichen Verhältnisse zu erzielen; der im Rahmen der örtlichen Anpassung ermittelte Abfluss ist der angepasste Wert ( $Q_{\min A}$ ) des Mindestabflusses (Kapitel B 3). Dieser angepasste Mindestabfluss ist in der Regel über das Jahr konstant. Er kann bei Bedarf jahreszeitlich gestaffelt werden, wenn jahreszeitlich unterschiedliche Abflüsse ausreichend sind. Grundlagen hierfür sind die Anforderungen der Indikatorfischarten für den betreffenden Gewässerabschnitt. Der angepasste Mindestabfluss darf ganzjährig  $\frac{1}{6}$  MNQ nicht unterschreiten.

In Einzelfällen kann eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung des örtlich angepassten Mindestabflusses aus ökologischen Gründen erforderlich sein (Kap. B 4).

Der angepasste Wert ist die Basis für die Entscheidung der Wasserbehörde ggf. unter Berücksichtigung baulicher und betrieblicher Aspekte oder einer angemessenen Energieerzeugung, den Mindestabfluss ( $Q_{\min}$ ) festzulegen (Kapitel B 5).

Die Arbeitsschritte und die Randbedingungen sind in der Abbildung B 1 dargestellt, und das Vorgehen ist in der Abbildung B 2 in ein Ablaufdiagramm umgesetzt.

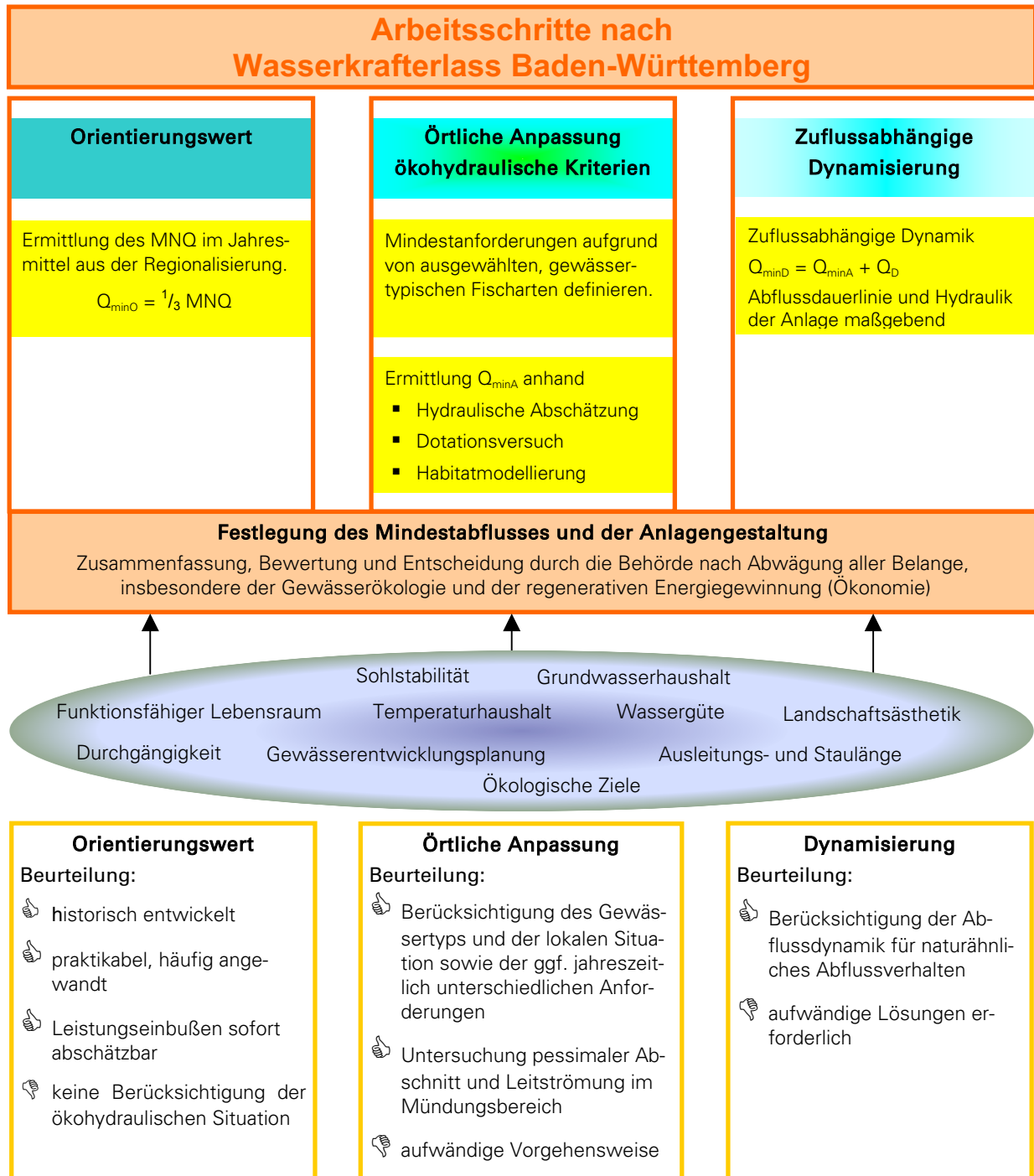
Nachfolgend ist das Vorgehen schrittweise dargestellt:

- Ermittlung des Orientierungswertes ( $Q_{\min O}$ ) (Kap. B 2)
- Prüfung des Orientierungswertes und ggf. örtliche Anpassung (Kap. B 3)
  - Auswahl und Anwendung der ökologischen Kriterien (Kap. B 3.2)
    - Fischökologische Zuordnung des Planungsbereiches mit Darstellung der natürlichen Fischfauna
    - Festlegung der Indikatorarten mit ihren Anforderungsprofilen
    - Darstellung des ökologischen Wertes der überplanten Strecke und ihres Renaturierungspotentials
    - Qualitative und quantitative Definition der innerhalb der Strecke erforderlichen Teilfunktionen und Rahmenbedingungen des Lebensraums, ggf. unter Berücksichtigung jahreszeitlicher Unterschiede
  - Auswahl der repräsentativen Bereiche, an denen die Erfüllung der Anforderungen gemessen wird (Kap. B 3.3)
  - Umsetzung der ökologischen Anforderungen in angepasste, ggf. jahreszeitlich gestaffelte Abflusswerte ( $Q_{\min A}$  bzw.  $Q_{\min A(T)}$ ) (Kap. B 3.4)
- Prüfung des ökologischen Nutzens einer zuflussabhängigen, dynamischen Erhöhung und Festlegung des entsprechenden Abflussanteils  $Q_{\min D}$  (Kap. B 4)
- Prüfung des Mindestabflusses im Jahresmittel
- Festlegung des Mindestabflusses ( $Q_{\min}$ ) (Kap. B 5)

Nach dem Wasserkrafterlass darf der Mindestabfluss nicht geringer als  $\frac{1}{6}$  MNQ (mittlerer Niedrigwasserabfluss) sein. Der Mindestabfluss ist nach örtlicher Überprüfung in der Regel maximal um  $\frac{1}{6}$  MNQ höher als der Orientierungswert und beträgt damit maximal  $\frac{1}{2}$  MNQ.

Bei höheren Werten als  $\frac{1}{2}$  MNQ müssen besondere fachliche Gründe vorliegen. Diese können sein:

- Das MNQ ist besonders klein (ca. 60 l/s),
- Der Gewässerabschnittes für hat den Natur- und Artenschutz eine besondere Bedeutung,
- Es ist zur Zielerreichung nach WRRL erforderlich.



- $Q_{\min}$ : Mindestabfluss
- $Q_{\min O}$ : Orientierungswert für den Mindestabfluss
- $Q_{\min A}$ : örtlich angepasster Mindestabfluss
- $Q_{\min D}$ : zuflussabhängig dynamischer Mindestabfluss

Abbildung B 1: Arbeitsschritte zur Ermittlung des Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken

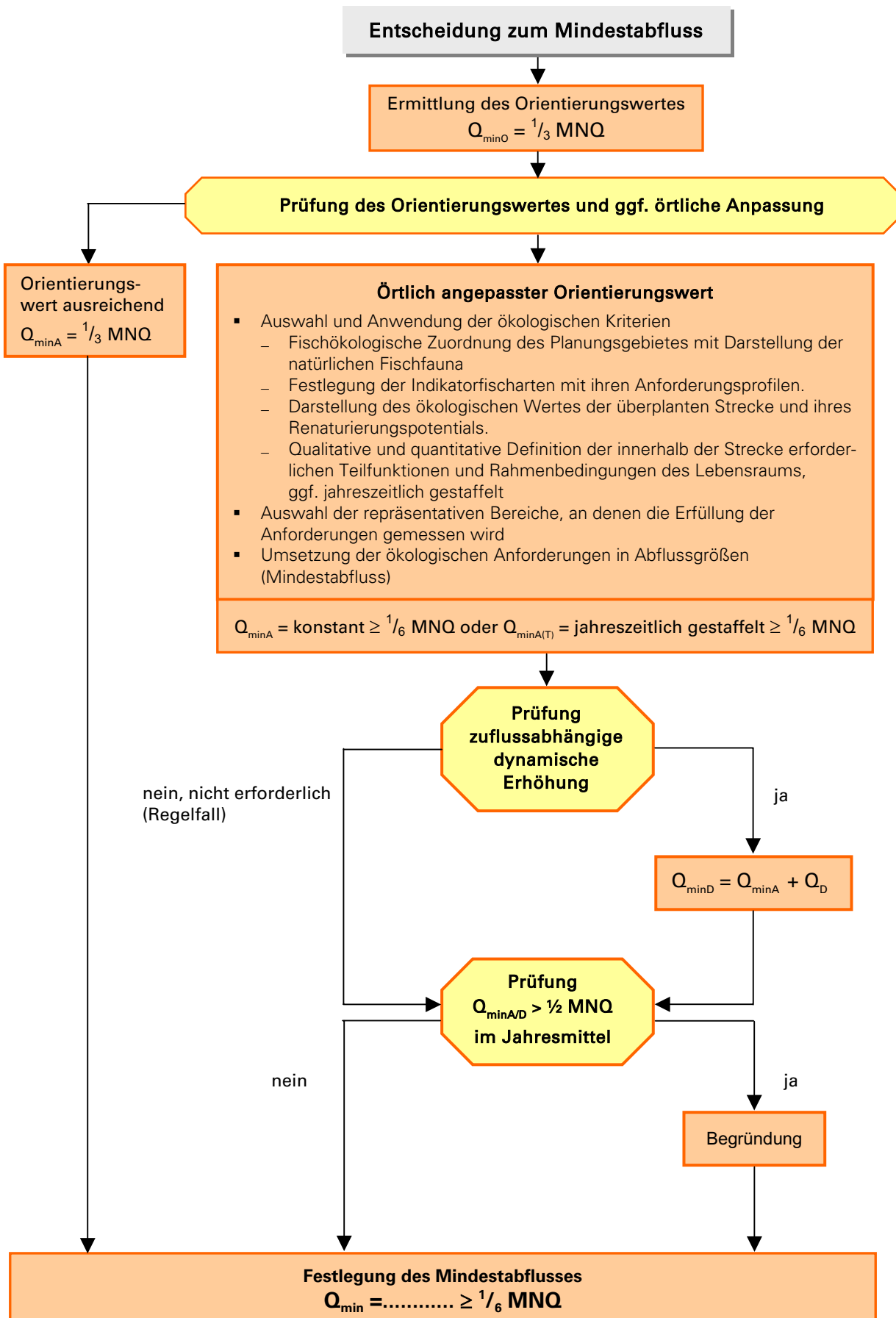


Abbildung B 2: Ablaufdiagramm zur Ermittlung des Mindestabflusses in Ausleitungsstrecken

## B 2 ERMITTLUNG DES ORIENTIERUNGSWERTES

Im Wasserkrafterlass ist festgelegt, dass für Ausleitungskraftwerke der Orientierungswert  $Q_{\min O}$  für Mindestabflüsse  $\frac{1}{3}$  MNQ beträgt:

$$Q_{\min O} = \frac{1}{3} \text{ MNQ}$$

Der Abfluss MNQ hat damit im Rahmen der Festlegung des Mindestabflusses und der Sicherung der Durchgängigkeit große Bedeutung.

Mit Kenntnis des mittleren jährlichen Niedrigwasserabflusses MNQ an der Stelle der Wasserentnahme steht der entsprechende Orientierungswert fest.

### Bestimmung der hydrologischen Daten:

Die Ermittlung der entsprechenden MNQ-Werte soll grundsätzlich nach dem

**LfU Regionalisierungsverfahren**  
MITTLERE ABFLÜSSE UND MITTLERE NIEDRIGWASSERABFLÜSSE IN BADEN-WÜRTTEMBERG

erfolgen [LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ, 2004].

Die regionalisierten MNQ-Werte liegen von ca. 4000 Gewässerknoten von Flüssen auf der Grundlage des „Digitalen Gewässerkundlichen Flächenverzeichnisses Baden-Württemberg“ (Stand Januar 2001) auf einer CD vor.

Werden MNQ-Werte für weitere Stellen an den Gewässern benötigt, müssen diese auf der Basis der Werte an den vorliegenden Knoten inter- bzw. extrapoliert werden.

Die MNQ-Werte sind ursprünglich für natürliche Einzugsgebiete regionalisiert. Die bereitgestellten MNQ-Werte stellen jedoch den aktuellen Abflusszustand dar. Sie enthalten daher Zu- und Abschläge entsprechend der vorhandenen anthropogenen Einflüsse wie Trinkwasser-Überleitungen, Kläranlageneinleitungen, Entnahmen und Ableitungen sowie Zu- und Abschläge aufgrund landschaftsräumlicher Besonderheiten wie z. B. bei karsthydrologischen Gegebenheiten (Versinkungen, Karstquellen).

Hinweis: Das Regionalisierungsverfahren ist nur gültig für Einzugsgebiete  $> 5 \text{ km}^2$ .

Das bisher angewandte klassische Verfahren – statistisch anhand von Pegelauswertungen – wird zur Information im Anhang 2 dargestellt.

## B 3 ERMITTLUNG EINES ÖRTLICH ANGEPASTEN ABFLUSSWERTES

Der Orientierungswert  $Q_{\min O}$  ist im Hinblick auf verschiedene Kriterien, unter Beachtung der naturraumspezifischen Bedingungen, zu überprüfen. Gesichtspunkte hierzu sind z. B.:

- Durchgängigkeit der Ausleitungsstrecke bei ausreichender Leitströmung, funktionsfähige Anlage zur Herstellung der Durchgängigkeit
- Erhaltung eines zusammenhängenden und funktionsfähigen Lebensraumes
- Wassergüte

sowie einzelfallabhängig:

- hydrologische Besonderheiten, insbesondere Karst-abflüsse
- Zuflüsse in der Ausleitungsstrecke
- Grundwasserhaushalt
- Temperaturhaushalt
- Ausleitungs- und Staulänge
- Sohlstabilität

Wichtige Hinweise hierzu können anhand von naturnahen Referenzstrecken gewonnen werden. Des Weiteren kann die Beschreibung des Gewässertyps ggf. aus einem Gewässerentwicklungskonzept oder einem Gewässerentwicklungsplan entnommen werden. Vertiefende Informationen zu den Kriterien sind in den nachfolgenden Kapiteln aufgeführt.

Die in diesen Kapiteln formulierten Kriterien ergeben Anforderungen, welche dann in einen konkreten Abfluss umzusetzen sind. Hinweise hierzu werden in Kapitel B 3.4 gegeben.





Abbildung B 3: natürlicher Abschnitt einer Referenzstrecke

### B 3.1 ÖKOLOGISCHE FAKTOREN

Nachfolgend werden die Faktoren „Durchgängigkeit“, „Lebensraum“ und „Wassergüte“ in ihrer Bedeutung für die Gewässerorganismen behandelt. Sie sind wichtig für die ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer und dienen zur Auswahl von Kriterien für die Bestimmung des Mindestabflusses nach Kapitel B. 3.2.

#### B 3.1.1 DURCHGÄNGIGKEIT

Die Durchgängigkeit von Fließgewässern ist aus unterschiedlichsten Gründen für die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern erforderlich. Für Langdistanzwanderfische ist die Durchgängigkeit essentiell. Diese Arten verbringen Teile ihres Lebenszyklus in weit voneinander entfernten Gebieten. Anadrome Arten (z. B. Lachs oder Meerforelle) laichen in Fließgewässern und wandern nach einer ersten Jugendphase in das Meer ab. Nach Erreichen der Fortpflanzungsreife wandern sie wieder in die Fließgewässer ein und laichen dort. Im Gegensatz hierzu laichen katadrome Arten (z. B. Aal) im Meer und wandern in der Jugendphase in die Fließgewässer ein. Dort wachsen sie auf, um danach wieder zum Laichen in das Meer abzuwandern.

Neben diesen weitreichenden Wanderungen unternehmen nahezu alle Fischarten auch Wanderungen innerhalb der Gewässer. Diese dienen zur Reproduktion, zum Aufsuchen von Refugialräumen (z. B. Altarme als Strömungs-

schutz bei Hochwasser), Nahrungssuche oder der Wiederbesiedlung von zuvor verödeten Gewässerstrecken. Auch aus Gründen des genetischen Austausches innerhalb einer Art sind Wanderbewegungen erforderlich.

Auch für das *Makrozoobenthos* wurden für verschiedene Arten sowohl gerichtete Gegenstromwanderungen als auch ungerichtete Ausbreitungsbewegungen beobachtet.



Abbildung B 4: Keine Durchgängigkeit in der Ausleitungsstrecke WKA Kirschbaumwasen, Murg

#### B 3.1.2 LEBENSRAUM

Die Lebewesen der Fließgewässer sind von der Strömung abhängig. Besonders ausgeprägt ist dies bei Organismen, deren Lebensraum die Sohlenoberfläche (Benthal) bzw. der sohlenoberflächennahe Porenwasserraum ist. Allgemein werden Arten mit verschiedenen Strömungspräferenzen unterschieden: strömungsbedürftige (rheobionte), strömungsliebende (rheophile), strömungsmeidende bzw. stillwasserliebende (limnophile), stillwasserbedürftige (limnobionte) sowie strömungsunabhängige (rheoindifferente) Arten [MUTZ 1989, SSCHMEDTJE 1995, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996].

Dieser Einteilung entspricht als ökologische Modellvorstellung das Nischenkonzept, bei dem sich die Arten bezüglich eines (oder mehrerer) Umweltfaktoren in optimalen, suboptimalen oder pessimalen Bereichen befinden. Beispielsweise können strömungsbedürftige Arten in schwacher Strömung nur schlecht überdauern (pessimale Situation), während sie in starker Strömung gut bestehen können (optimale Situation).

Neben der Strömungsabhängigkeit der bodenbesiedelnden wirbellosen Tiere (*Makrozoobenthos*) besteht ebenfalls eine Abhängigkeit von stoffhaushaltlichen Parametern und vom Sohlsubstrat.

Dies gilt auch für die Fische. Neben der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit im Freiwasser sind beispielsweise auch die lokale Verfügbarkeit von Deckungsstrukturen sowie die Verfügbarkeit von geeigneten Porenräumen im Sediment (hyporheisches Interstitial) wichtig.

Alle oben genannten hydraulischen und strukturellen Größen sind neben dem Abfluss vor allem von der Morphologie abhängig. So existieren sowohl für die sohlennahe als auch für die Freiwasserströmung eindeutige Abhängigkeiten von Gefälle, Sohlrauheit und Wassertiefe. Diese wiederum werden von morphologischen Kriterien wie Sohlensubstrat, Querprofilform und Längsverlauf bestimmt.

### B 3.1.3 WASSERGÜTE

Die Abflussreduktion durch Wasserentnahmen an Ausleitungsstrecken kann Auswirkungen auf verschiedene ökologische Parameter haben. Der Grad der Wirkung ist unter anderem abhängig von der Länge der Ausleitungsstrecke bzw. von der Fließzeit sowie von den Strukturen im und am Gewässerlauf.

Typische Ausleitungsstrecken sind in der Regel gekennzeichnet durch durchschnittlich geringere Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten. Damit ist bei entsprechender Sonneneinstrahlung eine deutliche Wassererwärmung verbunden. Flache, mehr oder minder abgeschnittene Gewässerbereiche können sich dabei um mehrere Grad gegenüber dem fließenden Teil erwärmen und dann als Siedlungsraum für temperatursensible Fließgewässerorganismen ausfallen. Der Typus eines natürlicherweise sommerkalt bzw. sommerkühlen Gewässers sollte auch in der Ausleitungsstrecke erhalten werden.

Nährstoffreiche Gewässer (z. B. bei Güteklasse II - III und schlechter) reagieren auf erhöhte Sonneneinstrahlung mit erhöhtem Algenwachstum, das in den Sommermonaten stark ausgeprägt sein kann. Die Algen können dann im

Extremfall nahezu das gesamte Gewässerbett bedecken, wodurch der Lebensraum für viele Kleinlebewesen reduziert wird. Beim Absterben der Algenmassen kommt es zur Sekundärbelastung durch leicht abbaubare organische Stoffe.

Ein erhöhtes Algenwachstum wirkt sich auch auf den Sauerstoffgehalt aus, der bei Sonneneinstrahlung stark ansteigen kann. Eine starke Übersättigung kann sogar zur Schädigung von Fischen führen. Bei stärker mit leicht abbaubaren Stoffen belasteten Gewässern (z. B. Güteklasse III und schlechter) kann es bei sommerlich erhöhten Wassertemperaturen zu rasanten Abbauprozessen kommen, die dann zu Sauerstoffdefiziten insbesondere in der Nachtzeit führen können. Diese Gewässer weisen dann meistens beim Sauerstoffgehalt einen ausgeprägten Tag- und Nachtgang auf. Im Normalfall ist, bei ausreichender Fließgeschwindigkeit und Strukturierung der Ausleitungsstrecke, die physikalische Belüftung in flachen Gewässern jedoch gut, so dass hier nicht mit ökologisch wirksamen Sauerstoffübersättigungen oder Sauerstoffdefiziten gerechnet werden muss.



Abbildung B 5: Algenwachstum in der Ausleitungsstrecke WKA Rotenfels, Murg.

Gewässerbereiche mit mittleren Fließgeschwindigkeiten unter 0,3 Meter pro Sekunde neigen zur Sedimentation von Feinmaterial. Bei belasteten Gewässern ist dann in tieferen Kolken mit Faulschlammablagerungen zu rechnen, die nur wenigen Gewässerorganismen Lebensraum bieten und den Sauerstoffhaushalt belasten.

Abwassereinleitungen in Ausleitungsstrecken werden nur entsprechend dem Mindestabfluss verdünnt. Diese Situa-



tion hat dort in aller Regel eine Verschlechterung der Wassergüte um eine oder mehrere Klassen zur Folge. Die Einleitung kann dann als eine chemische Barriere wirken, so dass Fische an ihrer stromaufwärts gerichteten Wanderung gehindert werden.

Eine Verschlechterung der Wassergüte in der Ausleitungstrecke ist zu vermeiden. Besondere Sorgfalt ist dabei in stärker mit organisch abbaubaren Stoffen belasteten Strecken erforderlich. Das Ende der Ausleitungstrecke sollte zumindest in der gleichen biologischen Güteklasse liegen wie der Anfang.

### B 3.2 AUSWAHL VON KRITERIEN UND DEREN ANWENDUNG IN DER PRAXIS

Um den Mindestabfluss in einem konkreten Fall festzulegen, bedarf es nachvollziehbarer Kriterien. Diese müssen

- die ökologische Funktionsfähigkeit des Fließgewässers sicherstellen, wenn sie umgesetzt werden,
- überprüfbar und
- im praktischen Vollzug handhabbar sein.

Nachfolgend werden solche Kriterien ausgewählt und Empfehlungen für ihre Anwendung in der Praxis gegeben.

Die ökologische Funktionsfähigkeit des Fließgewässers hängt wesentlich von den Faktoren ab, die in Kap. B 3.1 besprochen werden. Diese können durch eine Wasserausleitung mit Veränderung der Abflussmenge erheblich beeinträchtigt werden und müssen daher beim Festlegen des Mindestabflusses berücksichtigt werden. Dazu sind aus diesen Faktoren quantifizierbare und überprüfbare Kriterien abzuleiten und Zielwerte zu definieren.

Die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers wird durch bestimmte Organismengruppen als Bioindikatoren angezeigt. Diese haben definierbare Anforderungen an die Ausprägung der Fließgewässerfaktoren. Wenn man also geeignete Bioindikatoren findet und ihre Anforderungsprofile kennt, kann man diese als Zielwerte und damit als Kriterien verwenden.

In der Wasserrahmenrichtlinie sind bestimmte Organismengruppen als biologische Qualitätskomponenten für

die Einstufung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern festgelegt [WRRL 2000, ANHANG V]. Diese sind u. a. die Zusammensetzung und Abundanz

- der Gewässerflora,
- der benthischen Wirbellosen und
- der Fischfauna.

Alle drei genannten Organismengruppen sind grundsätzlich als Bioindikatoren geeignet. Unter ihnen hat aber die Fischfauna mit ihren verschiedenen Arten und Lebensstadien insgesamt den größten Raumbedarf. Sind die Ansprüche der natürlichen Fischfauna erfüllt, ist damit in der Regel auch den Anforderungen der anderen Bioindikatoren Genüge getan.

Daher wird empfohlen, die **natürliche Fischfauna** einer Gewässerstrecke als Indikator zu verwenden. Deren ökologische Anforderungen an ihren Lebensraum und die Gewässerfaktoren sind gut bekannt. Sie kann damit die Kriterien liefern, nach denen ein ausreichender Mindestabfluss festgelegt werden kann. Zur natürlichen Fischfauna zählen alle heimischen Fisch- und Neunaugenarten eines Gewässers oder Gewässerabschnittes, welche aktuell und natürlicherweise vorkommen oder vorkamen und in absehbarer Zeit wieder vorkommen können.

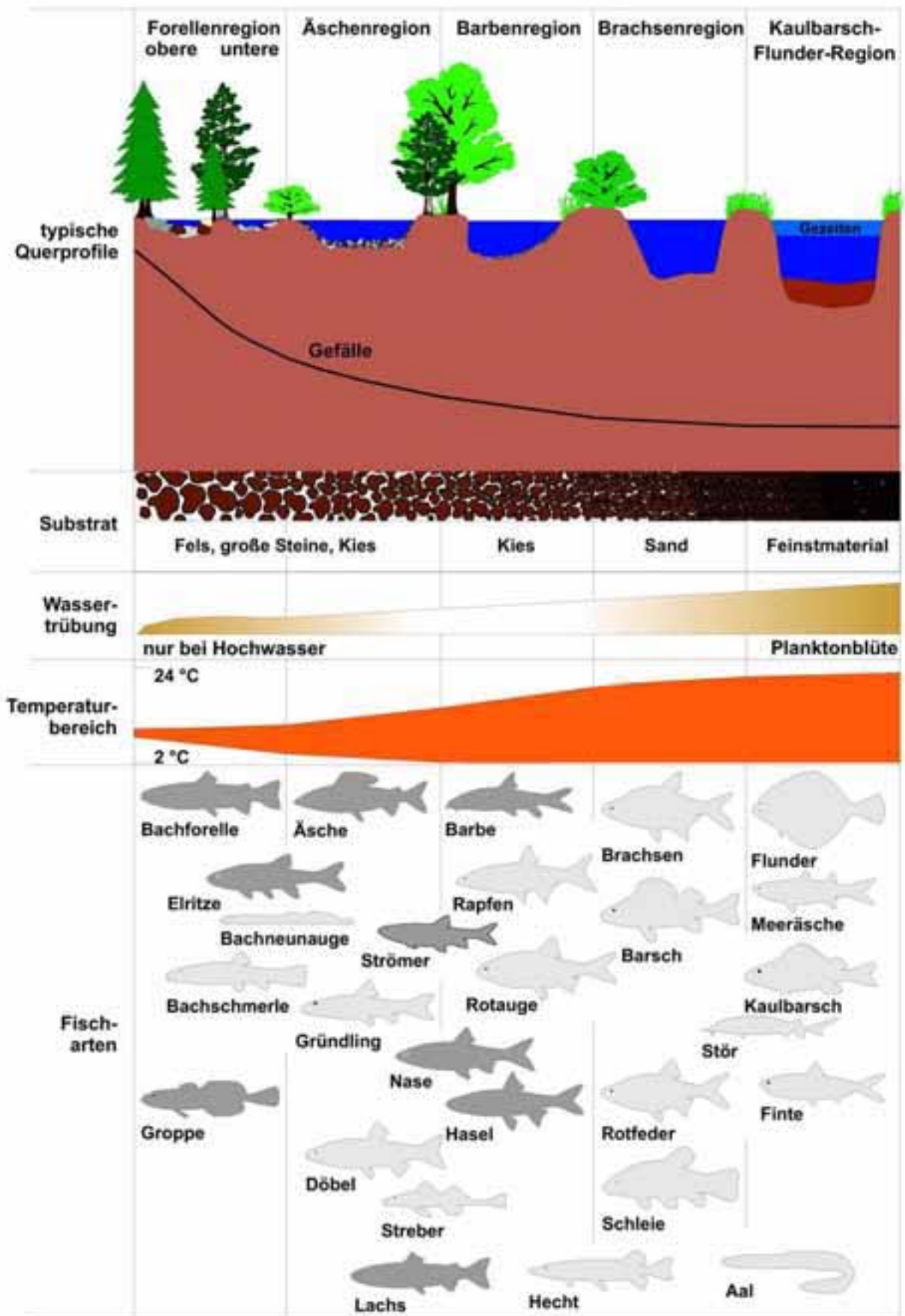


Abbildung B 6: Schematische Darstellung der Fischregionen der Fließgewässer. Die dunkel hervorgehobenen Fischarten sind als Indikator-Arten im Anhang 3 aufgeführt. Aus Hoffmann et al. (1995), verändert.

Für die ausgewählten Indikatorfischarten sind die nachfolgenden Kriterien zu prüfen:

1. Ökologische Funktionen des Lebensraumes
  - Wanderweg
  - Laichhabitat
  - Jungfischhabitat
  - Habitat für adulte Individuen
2. Erforderliche Rahmenbedingungen für die betrachteten Entwicklungsstadien
  - Deckungsstrukturen (Unterstände) nach ihrer Gestalt (Länge, Breite, Wassertiefe) und Bedeutung
  - Fließgeschwindigkeit
  - Wassertiefe (auch hinsichtlich der Durchwanderbarkeit)
  - Wasserfläche
  - Wassertemperatur
  - Sauerstoffverhältnisse
3. Leitströmung aus der Ausleitungsstrecke in das Hauptgewässer und mögliche Beeinflussung der Ausleitungsstrecke durch Rückstau aus dem Unterwasser.

In Einzelfällen können Arten der beiden anderen genannten Organismengruppen aber auch höhere Ansprüche an ihren Lebensraum haben als die dort lebenden Fischarten. So benötigen bestimmte Wirbellose z. B. eine höhere Fließgeschwindigkeit als Fische. Falls solche Arten in der Umgebung von Ausleitungsstrecken leben, müssen auch deren Ansprüche berücksichtigt werden. Dasselbe gilt für empfindliche Tier- und Pflanzenarten der Gewässerrandbereiche. Auf solche Sonderfälle kann im Rahmen des Leitfadens aber nicht eingegangen werden; sie sind bei Bedarf in einer Einzelfall-Betrachtung zu klären.

In Gewässerabschnitten mit problematischer Wassergüte kann auch eine spezifische Betrachtung der in Kapitel B 3.1.3 genannten Aspekte notwendig werden.

**Für die Praxis wird folgendes Vorgehen vorgeschlagen:**

1. Über die **fischökologische Zuordnung** einer Projektstrecke nach Einzugsgebiet (Rhein-, Bodensee-

Donau-einzugsgebiet) und Fischregion (Forellen-, Äschen-, Barbenregion) kann zunächst deren natürliche Fischfauna dargestellt werden.

2. Im Anhang 3 werden für die Indikatorfischarten der Forellen-, Äschen- und Barbenregion (vgl. Abb. B 6) **Anforderungsprofile** beschrieben, die diese Arten für eine erfolgreiche Besiedlung und für einen vollständigen Lebenszyklus benötigen. Soweit die aufgeführten Arten zur natürlichen Fischfauna einer zu beurteilenden Strecke zählen, sind sie die **Indikatorfischarten** für die weitere Betrachtung und liefern mit ihren Habitatansprüchen die geeigneten Werte und Kriterien. Darüber hinaus kann es erforderlich sein, zusätzlich die Ansprüche von Arten der Roten Liste [DUSSLING & BERG 2001], von Arten aus Anhang II der FFH-Richtlinie [EU 1992] oder von anderen sensiblen Arten zu berücksichtigen.
3. Analog zum generellen Vorgehen bei Umweltverträglichkeitsprüfungen wird im dritten Schritt der **ökologische Wert der überplanten Gewässerstrecke** vor bzw. ohne Eingriff dargestellt. Hierbei sind die aktuellen Funktionen und das Potential der Strecke im Zusammenhang mit dem gesamten Gewässer (z. B. anhand des Gewässerentwicklungskonzeptes) zu betrachten.
4. In Abhängigkeit vom Wert und Potential der Projektstrecke werden die innerhalb der Strecke **erforderlichen** qualitativen und quantitativen **Rahmenbedingungen des Lebensraumes** definiert. Dabei müssen nicht in jeder Strecke alle **Teilfunktionen** erfüllt werden, jedoch ist in jedem Fall die Durchgängigkeit und eine ausreichende Auffindbarkeit der Ausleitungsstrecke zu gewährleisten. Im Allgemeinen werden die ökologischen Anforderungen mit zunehmender Länge einer Ausleitungsstrecke sowie mit der Anzahl, Dichte und Länge weiterer Ausleitungen steigen. Bei der Quantifizierung der Rahmenbedingungen ist wieder auf die Anforderungsprofile der Indikatorarten zurückzugreifen. Hierbei können jahreszeitliche Unterschiede berücksichtigt werden.

### B 3.3 AUSWAHL DER REPRÄSENTATIVEN BEREICHE

Im nächsten Schritt werden repräsentative Bereiche innerhalb der Projektstrecke ausgewählt, an denen die zuvor definierten Mindestanforderungen überprüft werden. Diese Areale können z. B. wichtige Fischunterstände im Uferbereich oder als Laich- bzw. Jungfischhabitate nutzbare Kiesflächen sein.

Im Hinblick auf die Gewährleistung der Durchgängigkeit werden auf der gesamten Ausleitungsstrecke und in angrenzenden Gewässerabschnitten kritische Bereiche spezifisch betrachtet. Wanderungshindernisse sind dabei in der Regel die pessimale Schnelle, d. h. der Gewässerabschnitt mit den ungünstigsten Verhältnissen, sowie die Anbindung unterhalb (Leitströmung) und der Rückstaubereich oberhalb der Ausleitungsstrecke.

Die Anforderungen für die einzelnen Indikatorarten sind wiederum dem Anhang 3 zu entnehmen. Zur Festlegung der repräsentativen Bereiche empfiehlt sich eine gemeinsame Begehung bei niedrigen Abflüssen mit einem Vertreter der Fischerei- und der Wasserwirtschaftsverwaltung. Dabei sollen der aktuelle Abfluss festgestellt und die ausgewählten repräsentativen Bereiche fotografisch dokumentiert werden.



Abbildung B 7: Pessimale Schnelle in der Ausleitungsstrecke WKA Rotenfels, Murg

### B 3.4 UMSETZUNG IN ABFLUSSGRÖSSEN

Die qualitativen und quantitativen ökologischen Anforderungen sind an den kritischen Bereichen in Abflussgrößen umzusetzen. Unter Beachtung, dass nicht in jeder Strecke und zu jeder Zeit alle Teilfunktionen erfüllt sein müssen,

wird der Mindestabfluss, der nicht unterschritten werden darf, ermittelt.

Alternativ kommen folgende Verfahren in Betracht:

- überschlägige hydraulischer Abschätzung bei Begehung
- Dotationsversuche (Naturversuche)
- hydraulische Umsetzung über Simulationsrechnungen

Je nach örtlicher Situation ist ein Verfahren auszuwählen.

Vorab wird darauf hingewiesen, dass der Zusammenhang zwischen Abfluss und Wassertiefe bzw. Fließgeschwindigkeit in Abhängigkeit von den örtlichen Begebenheiten sehr unterschiedlich sein kann. Dies wird anhand der nachfolgend beschriebenen unterschiedlichen hydraulischen Situationen erläutert.

a) **Gestaute Bereiche**, in denen nur sehr wenig Lage- und Bewegungsenergie abgebaut wird und die sich daher durch ein geringes Wasserspiegellagengefälle auszeichnen.

Hier ist die Wassertiefe bei Niedrigwasser nur sehr schwach abflussabhängig, die Fließgeschwindigkeit i. d. R. vergleichsweise gering und in erster Näherung abflussproportional. Als hydraulisches Ersatzmodell kann eine Beckendurchströmung herangezogen werden. Natürliche Strukturen mit dieser Charakteristik sind unter anderem Gumpen oder Kolke.



Abbildung B 8: Typischer Kolk in einem Gewässer des Mittelgebirges



b) **Schnell fließende Bereiche**, in denen die Wassertiefe von der Rauheit und dem lokalen Sohlhöhengefälle abhängt.

Hier sind Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit schwach abflussabhängig. Als hydraulisches Ersatzmodell kann eine geneigte Sohle mit konstantem Gefälle (Normalabfluss) gewählt werden. Als vergleichbare natürliche Strukturelemente können hierzu Schnellen herangezogen werden.



Abbildung B 9: Schnelle in einem Schwarzwaldbach

c) **Überfallartige Bereiche**, in denen die Wassertiefe praktisch nicht mehr von der Oberflächenrauheit, sondern nur noch von der strömungsberandenden Querschnittsgeometrie abhängt.

Hier sind Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit ebenfalls nur schwach abflussabhängig. Geeignete hydraulische Ersatzmodelle sind Überfälle mit unterschiedlichen Beziehungen zwischen Wasserspiegelbreiten und Wassertiefen. Bei natürlichen Bettformen treten diese an Abstürzen in Absturz-Becken-Abfolgen auf.

Allen beschriebenen hydraulischen Ersatzmodellen liegen eindimensionale Betrachtungen zugrunde, die selbstverständlich nur eine vereinfachende Betrachtung ergeben. Hierdurch ist zwar das Freiwasser exemplarisch beschreibbar, die sohlennahe Strömung kann damit jedoch nicht erfasst werden. Aussagen über deren Größenordnung sind aber zweifellos möglich, da diese in erster Näherung mit der Freiwassergeschwindigkeit korreliert.

### B 3.4.1 HYDRAULISCHE ABSCHÄTZUNG

In vielen Fällen kann eine hydraulische Abschätzung der lokalen Abflusssituation durchgeführt werden. Dazu muss die Situation in Niedrigwasserzeiten vor Ort erfasst werden. Um die Situation bei niedrigem Abfluss richtig einzuschätzen, können mehrere Begehungen erforderlich sein.

Der Abfluss am Tag der Begehung muss zunächst anhand von Abflussmessungen, durch Übertragung von Pegelwerten oder erforderlichenfalls durch Schätzmethode festgestellt werden.

Anhand der in den vorangegangenen Kapiteln festgelegten Kriterien sind im Beisein eines Fischereisachverständigen kritische Abschnitte in der Ausleitungstrecke festzulegen. An diesen Stellen ist dann ausgehend vom aktuellen Abfluss der erforderliche Abfluss abzuschätzen, der den Kriterien genügt. Die Begehungen sind zu dokumentieren.

Die hydraulische Abschätzung bedarf besonders guter lokaler Kenntnisse und vor allem guten Fachwissens. Hinweise findet man in der Leitfadenreihe „Hydraulik natürlicher Fließgewässer“ – Teil 1 bis 4.

### B 3.4.2 DOTATIONSVERSUCHE

Anhand unterschiedlicher Dotationsabflüsse kann der Mindestabfluss bestimmt werden, welcher die lokalen ökohydraulischen Kriterien erfüllt. Dotationsversuche sind anschaulich und können die Akzeptanz des Mindestabflussanspruches unterstützen. Die Ausleitungstrecke ist zu begehen. Hierbei soll die Strecke in charakteristische Strömungsabschnitte eingeteilt werden. Des Weiteren wird die so genannte pessimale Schnelle (Abb. B 7) (ggf. auch mehrere) festgestellt. Dies ist der Bereich, an dem die geringste Wassertiefe entlang des Talweges und in der Regel die höchste Fließgeschwindigkeit auftreten. Im Naturversuch ist gut zu erkennen, dass bei zu geringem Abfluss an der pessimalen Schnelle die erforderliche Wassertiefe für die Durchwanderbarkeit für Fische nicht gegeben ist.



Abbildung B 10: Dotationsversuch Bad Rotenfels, Murg

Im Rahmen der Dotationsversuche werden

- der Durchfluss in der Ausleitungsstrecke gemessen,
- die Wassertiefen im durchflossenen Gerinnequerschnitt der pessimalen Schnelle gemessen,
- die mittlere Fließgeschwindigkeit an der pessimalen Schnelle ermittelt,
- eine Fotodokumentation verschiedener Abflüsse bei der/den pessimalen Schnelle(n) erstellt,
- eine ökologische Begutachtung der gewässerspezifischen Randbedingungen während des Versuchs durchgeführt,
- die Lebensraumfunktion, welche nach Kapitel B 3.2 festgelegt wurde, überprüft und
- die Leitströmung geprüft, ob sie ausreichend ist (Abb. B 11).

Weitere Randbedingungen wie die Topographie, Gewässertypologie, hydrologische Grunddaten und Daten der Wasserkraftanlage sind ergänzend zu erheben und zu dokumentieren.

### Ausgangsbedingungen

Für die erfolgreiche Durchführung eines Naturversuchs ist eine **frühzeitige Abstimmung mit den verschiedenen Verfahrensbeteiligten** zur Festlegung eines geeigneten Termins und zur Bestimmung eines zielführenden Untersuchungsprogramms wichtig.

Der angestrebte Abfluss kann im Naturversuch oft nicht exakt eingestellt werden. Vielmehr müssen verschiedene Abflüsse eingestellt und gemessen werden. Durch Interpolation der Messwerte kann dann eine zuverlässige Aus-

sage zur Abflusscharakteristik getroffen werden. Da sich der für den Abfluss maßgebliche Rauheitsfaktor bei unterschiedlichen Niedrigwasserabflüssen nicht gravierend ändert, kann bei Vorgabe der erforderlichen Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit der Mindestabfluss ermittelt werden.



Abbildung B 11: konkurrierende Strömung aus dem Werkskanal

### Vorbereitende Arbeiten zur Messung und Auswertung

Die Dotationsversuche müssen vorbereitet werden:

- Im Vorfeld muss überprüft werden, wie die Abflüsse am Dotationsbauwerk eingestellt werden können. Entsprechende Hilfspegel (siehe Kapitel C 2) sind einzurichten. Um konstante Abflüsse am Messtag zu erreichen, muss das Dotationsbauwerk rechtzeitig (u. U. schon am Vortag) eingestellt werden.
- An der ausgewählten pessimalen Schnelle empfiehlt sich die Einrichtung eines Aufnahmequerschnittes. Dort sollte ein Höhenfixpunkt installiert werden. Ein zweiter temporärer Höhenpunkt kann zur Vereinfachung der Messung in die Sohle der pessimalen Schnelle eingebracht werden.
- Soweit der Durchfluss nicht am Dotationsbauwerk ermittelt oder zuverlässig eingestellt werden kann, muss in der Nähe der pessimalen Schnelle ein geeigneter Messquerschnitt zur Kontrolle des eingestellten Abflusses ausgewählt und ein Abflussmessprofil eingerichtet werden.
- Sind seitliche Zuflüsse z. B. kleine Seitenbäche oberhalb der pessimalen Schnelle vorhanden, ist deren Abfluss ebenfalls zu messen. Hierzu muss vorab ein günstiger Messquerschnitt und ein angepasstes Messverfahren ausgewählt werden.

- Um Wasserspiegel- und somit Abflussschwankungen während der Messung erfassen zu können, sollen temporäre Lattenpegel vorab installiert werden.

Zeitgleich mit den Abflussmessungen werden an der pessimalen Schnelle die Wassertiefen und die Wasserspiegelnbreite je Abfluss gemessen. Mit diesen Daten kann dann jeweils die durchflossene Querschnittsfläche ermittelt und die mittlere Fließgeschwindigkeit berechnet werden, falls diese nicht direkt gemessen werden kann.

Aufgrund der Anforderungen der ausgewählten Indikatorfischart kann dann anhand der erforderlichen Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit der Mindestabfluss ermittelt und der Orientierungswert an weiteren repräsentativen Bereichen überprüft werden (siehe Anhang 3).

#### Abflussmessung in der Ausleitungsstrecke

Für die Abflussmessungen sind folgende Messverfahren anwendbar und in der Praxis erprobt.

**Flügelmessung:** Diese Methode ist das wohl am weitesten verbreitete Messverfahren zur Abflussbestimmung. Hierbei wird an verschiedenen Messlotrechten an einem geeigneten Querprofil in mehreren Tiefenpunkten mit einem Messflügel die Fließgeschwindigkeit bestimmt.

Durch die einzelnen Punktmessungen kann die tiefenabhängige Geschwindigkeit entlang der Wassertiefe integriert und der Gesamtdurchfluss durch Breitenintegration bestimmt werden. Bei unterschiedlichen Wassertiefen müssen entsprechende Flügel genutzt werden. Nähere Einzelheiten sind der Pegelvorschrift der LAWA [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, 1978] zu entnehmen.

**Magnetisch-induktive Messungen:** Die Fließgeschwindigkeit wird durch ein magnetisch-induktives Verfahren gemessen. Aufgrund des physikalischen Prinzips kommt dieses Verfahren ohne bewegte Teile aus. Ein Vorteil ist die geringe Empfindlichkeit gegenüber Wasserinhaltsstoffen oder Pflanzenbewuchs im Querschnitt. Die Durchflussermittlung erfolgt analog der Flügelmessung.

**Tracermethoden:** Hierbei wird der Durchfluss durch den

messbaren Verdünnungseffekt eines Markierungsstoffes ermittelt. Dieses Verfahren ist besonders gut dort geeignet, wo Punktmessungen mit Messflügel oder magnetisch-induktiver Geschwindigkeitsmessung aufgrund von ungünstigen Strömungsverhältnissen keine guten Ergebnisse liefern.

In der Praxis haben sich unter anderem Kochsalz und Fluoreszenzfarbstoffe bewährt. Dabei gilt: Je größer die Verdünnung der Tracermenge ist, umso größer ist auch der Abfluss. Bezüglich des Quantifizierungsansatzes möglicher Markierungsmittel und der theoretischen Grundlagen sei auf die Literatur verwiesen [z. B. KÄSS 1992]. Grundsätzlich ist für die Anwendung immer deren Genehmigungsbedürftigkeit zu prüfen.

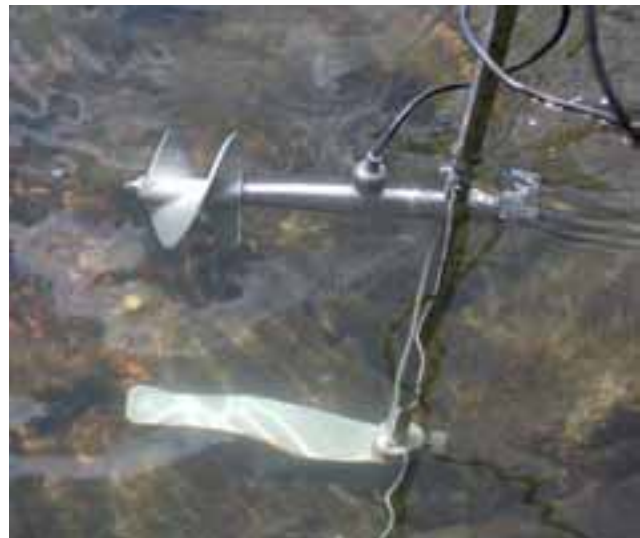


Abbildung B 12: Abflussmessung mit einem Messflügel

#### Aufnahme der Gerinnegeometrie

Für eine Aufnahme der Gerinnegeometrie an der pessimalen Schnelle werden nachfolgende Hinweise gegeben:

**Grundsatz:** Für die Höhenaufnahme des Querprofils ist in der Regel ein Nivellement mit einem Nivelliergerät oder einem Tachymeter durchzuführen. Im Ausnahmefall ist bei ruhigem Abfluss auch der Wasserspiegel als horizontale Bezugsebene für die Aufnahme der Geometrie nutzbar.

**Reproduzierbarkeit:** Die höhenbezogene Querprofilaufnahme sollte entweder auf das amtliche Höhennetz oder auf mindestens drei selbst gesetzte feste Referenzpunkte bezogen werden. Die Querprofilinie sollte ebenfalls mit



Stangen markiert und wie die Lage und Art der Referenzpunkte fotografisch dokumentiert werden.

**Anzahl Messpunkte:** Die Sohlhöhe ist bei kleinem Korndurchmesser des Sohlsubstrats und geringer Veränderlichkeit der Querprofilgeometrie mit relativ großen Abständen einzumessen. Für größere Rauheiten oder Unregelmäßigkeiten in der Querprofilform sind entsprechend engere Messabstände zu wählen. Nach Möglichkeit sind mindestens 10 Querprofilpunkte, davon mindestens drei bis vier oberhalb des Wasserspiegels, zu erfassen.

**Ergebnis:** In die aufgenommene Querprofilgeometrie können die im Rahmen des Naturversuchs bei unterschiedlichen Abflüssen beobachteten Wasserspiegellagen bzw. Wasserspiegellagen eingetragen werden.



Abbildung B 13: Kennzeichnung eines zu vermessenden Querprofils mit einer gespannten Peilleine



Abbildung B 14: Nivelliergerät und eingerichtete Versicherungspunkte, die nach der genauen Einmessung zur Reproduzierbarkeit der Profillage herangezogen werden können

### Kontrollpegel

Zur einfachen Kontrolle des eingestellten Durchflusses wird der Wasserstand im Gerinne mit einer Reihe von Kontrollpegeln beobachtet (Abb. B 15). Hierbei muss es

sich nicht um aufwändige Konstruktionen handeln, i. d. R. genügt vielmehr ein einfacher Stab, der in den Gewässerboden eingerammt wird und die Beobachtung von relativen Änderungen der Wasserspiegellagen erlaubt. Dabei kann die Staboberkante als Pegelnullpunkt dienen. Eine Messeinteilung ist nicht erforderlich.

Die Kontrollpegel müssen so eingerichtet werden, dass alle zu erwartenden Wasserstände beim Naturversuch dort gemessen werden können.

Die Aufnahme der Wasserspiegellage im Rahmen von Dotationsversuchen kann mit verschiedenen Teilzielen verknüpft sein:

- Überprüfung der Abflusskonstanz während des Versuchs
- Bestimmung der Ober- und Unterwasserhältnisse an einem Durchflusshindernis
- Reproduzierbarkeit der Wasserspiegellagen für spätere Versuche. Hierzu ist der Bezug der Wasserspiegellagen auf einen am Ufer angebrachten Referenzpunkt herzustellen. Dieser sollte aus Sicherheitsgründen mit mindestens zwei weiteren Festpunkten und dem amtlichen Höhennetz in Höhenbezug gesetzt werden.

Alle Pegel sollten für die spätere Versuchsbeschreibung mit Fotos dokumentiert werden.



Abbildung B 15: Temporärer Kontrollpegel mit Messlatte

### Abflusscharakteristik der Ausleitungsstrecke

Da bei Niedrigwasser insbesondere die Anzahl schnell strömender Bereiche reduziert ist, ist für die ökologische Beurteilung die Verteilung dieser Bereiche relevant. Bei entsprechender Gewässerstruktur konzentrieren sie sich

oft auf wenige Abschnitte, während langsam durchflossene Bereiche deutlich überwiegen.

Langsam durchflossene Bereiche weisen einen nahezu waagrechten und i. d. R. ruhigen Wasserspiegel auf. Dieses Charakteristikum kann genutzt werden, um die Fließstrecke bei Niedrigwasser in lotische und lenitische Bereiche einzuteilen, wobei als Qualitätskriterium die leicht erfassbare Gestalt der Wasseroberfläche dient. Für die weitergehende Quantifizierung kann mit der FST-Methode [STATZNER UND MÜLLER 1989, STATZNER ET AL. 1990, FUCHS 1994, SCHMEDITJE 1995] oder mit der flächengenauen Verwendung von Mikroflügeln [MUTZ 1989] gearbeitet werden.

In Bild B 16 sieht man die unterschiedlichen Fließbereiche in einer Ausleitungsstrecke: Das Oberwasser fließt gleichförmig (ruhige Oberfläche), im Bereich der pessimalen Schnelle kommt es zu ungleichförmig-beschleunigtem Fließen; die Wassertiefe ist dort minimal. Im Unterwasser beruhigt sich der Abfluss wieder.

Für praktische Belange ist daher oft die visuelle Identifikation von langsam fließenden und schnell fließenden Bereichen ausreichend. Damit diese Methode erfolgreich ist, muss allerdings ein relativ kleiner Abfluss mit eindeutigen Staubecken vorliegen.

### B 3.4.3 HABITATMODELLIERUNGSVERFAHREN

Solche Simulationsmodelle erlauben die Möglichkeit der Prognose. So ist es denkbar, Wasserentnahmen und ihren Einfluss auf das Gewässer bei geplanten Anlagen zu untersuchen. In solchen Fällen, z. B. bei der Reaktivierung einer Anlage ohne aktuell funktionsbereiten Triebwerkskanal oder der vollständigen Neuerrichtung einer Wasserfassung, können die für eine Modellierung erforderlichen Daten auf diese Weise erhoben werden.

Aber auch bei bestehenden Anlagen bieten derartige Untersuchungen weitergehende Informationen, da flächendeckend und quantitativ die ökologischen Auswirkungen geringer Abflussveränderungen ermittelt werden können.

Im Rahmen der Modellierung werden hydraulische Berechnungen zur Ermittlung der Wasserspiegel, der durch-

strömten Querschnittsflächen und Fließgeschwindigkeiten bei verschiedenen Abflüssen durchgeführt. Hierdurch sind Aussagen über die Qualität der Lebensräume für Gewässerorganismen möglich.

Mit Habitatmodellen kann auch der Einfluss von Abfluss- und Strukturveränderungen auf Fische, Wirbellose und Makrophyten betrachtet werden. Es wird eine quantitative Basis geschaffen, die es erlaubt, den ökologischen Status den Nutzungsansprüchen gegenüberzustellen. Über die Habitatmodellierung kann ein konkreter Wert der ökologischen Wertigkeit (z. B. das Habitatangebot in m<sup>2</sup>) in Abhängigkeit vom Abfluss ermittelt werden [SCHNEIDER ET AL. 2001].



Abbildung B 16: Datenaufnahme für eine Habitatmodellierung

Als Eingangsparameter müssen die Geometrie und strukturelle Informationen der Ausleitungsstrecke erhoben werden. Dies sind zumindest die Querprofile und die Sohlssubstrate in einem oder mehreren repräsentativen Abschnitten. Die Anzahl der Querprofile orientiert sich an der Variabilität des Gewässers.

Je genauer die dabei verwendeten hydraulischen Modelle sind, umso höher muss die entsprechende Auflösung der geometrischen Daten sein. Bei relativ einförmigen Gewässern können vergleichsweise einfache Strömungsmodelle verwendet werden, die auf eindimensionalen Wasserspiegelberechnungen aufbauen. Bei komplexeren Geometrien sollten zweidimensionale Modelle verwendet werden. Sehr geringe Überdeckungen bzw. Bereiche, die bei kleinsten Abflussänderungen großflächig trocken fal-

len, und Fließwechsel, die besonders in steilen und sehr strukturreichen Gewässern auftreten, sind in hydraulischen Modellen oftmals schwierig zu erfassen. In diesen Fällen werden Wasserspiegelaufnahmen über provisorische Pegel bei mehreren Abflüssen empfohlen.

Eine Habitatmodellierung mit dem Programm CASiMiR (siehe Beschreibung in Anhang 4) wurde beispielhaft für die Wasserkraftanlagen Alfredstal, Obermarchtal/ Donau, Triebwerk T 64, Reutlingen/ Echaz und Rappenberghalde, Tübingen/ Neckar durchgeführt (Anhang 1).

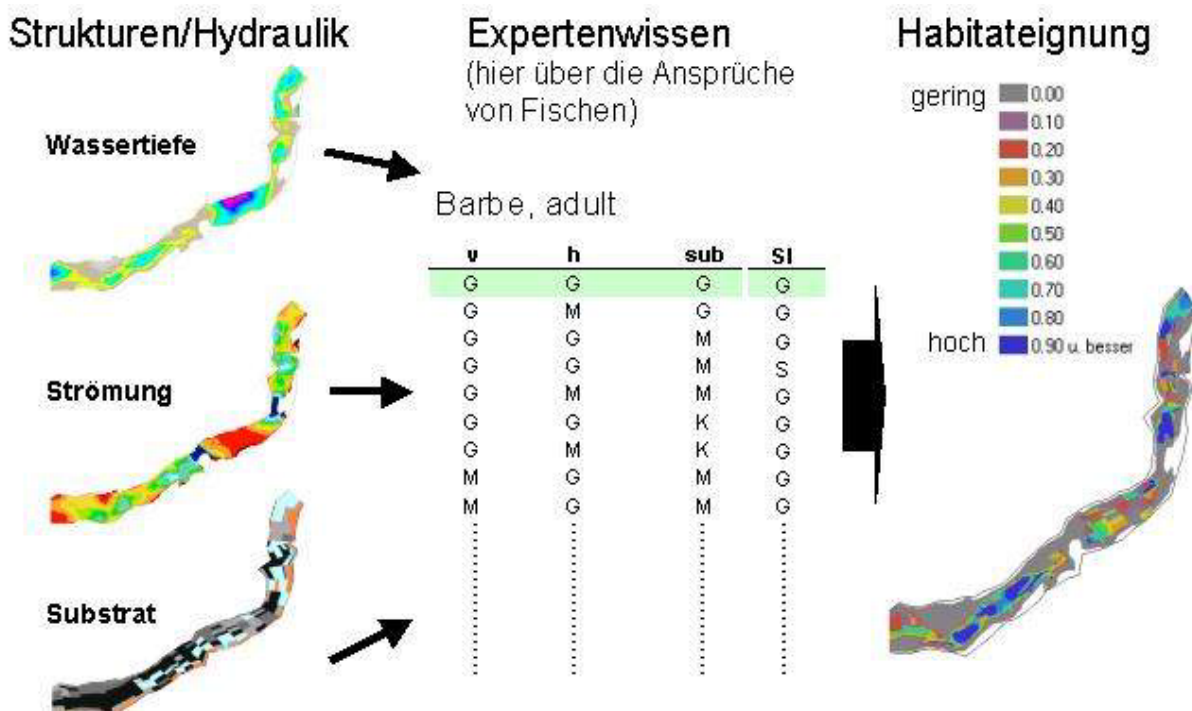


Abbildung B 17: Prinzip des Fischhabitatmodells von CASiMiR

### B 3.5 ZUSAMMENFASSUNG

Nachfolgend sind die Arbeitsschritte zur örtlichen Anpassung des Mindestabflusses zusammengefasst:

1. **Fischökologische Zuordnung** des Planungsgebietes einer Wasserkraftanlage mit Darstellung der natürlichen Fischfauna.
2. Festlegung der **Indikatorfischarten** und Darstellung ihrer **Anforderungsprofile**, in Sonderfällen Berücksichtigung weiterer Arten.
3. Darstellung des **ökologischen Wertes** der überplanten Strecke und ihres Renaturierungspotentials.
4. Qualitative und quantitative Definition der innerhalb der Strecke - gegebenenfalls im Jahresverlauf unterschiedlichen - **erforderlichen Teilfunktionen** und **Rahmenbedingungen** des Lebensraums nach der Bedeutung der Strecke und den Anforderungsprofilen der Indikatorarten. Zu diesen Teilfunktionen zählt in jedem Fall die Durchgängigkeit einschließlich der Leitströmung zum Auffinden der Ausleitungsstrecke.
5. **Auswahl der repräsentativen Bereiche**, an denen die Erfüllung der Anforderungen gemessen wird.
6. **Umsetzung** der ökologischen Anforderungen an die Durchgängigkeit und den Lebensraum in den kritischen Bereichen in **Abflussgrößen** (ggf. jahreszeitlich gestaffelt) über nachvollziehbare Abflussschätzungen, Dotationsversuche oder Simulationsrechnungen.

## **B 4 PRÜFUNG EINER ZUFLUSSABHÄNGIGEN DYNAMISCHEN ERHÖHUNG**

In Einzelfällen kann eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung des örtlich angepassten Mindestabflusses aus ökologischen Gründen erforderlich sein. Der nach Kapitel B 3 ermittelte angepasste Abflusswert  $Q_{\min A}$  des Mindestabflusses kann daher um einen zuflussabhängigen, dynamischen Anteil  $Q_D$  erhöht werden.

$$Q_{\min D} = Q_{\min A} + Q_D$$

Es ist deshalb zu prüfen, inwieweit eine zuflussabhängige Dynamisierung ökologisch sinnvoll und technisch möglich ist.

Der Mittelwert (zum Abgleich mit  $\frac{1}{2}$  MNQ) wird über die Zahl der Unterschreitungstage des höchsten dynamisierten Abflusses gebildet.

Grundsätzlich muss die Abgabereinrichtung für eine Dynamisierung geeignet sein. Dies bedeutet oft einen hohen baulichen und vor allem steuerungstechnischen Aufwand. In der Praxis wird daher die zuflussabhängige Dynamisierung aufgrund der komplizierten Steuerung selten angewandt.

Eine Abflussschwindigkeit in der Ausleitungsstrecke ergibt sich auch dann, wenn Abflüsse über dem Schluckvermögen der Turbinen liegen und sich der Abfluss in der Ausleitungsstrecke entsprechend erhöht. Diese natürliche Dynamik ist erwünscht, beeinflusst jedoch nicht die Festlegung des dynamischen Abflussanteils (siehe Kapitel C 1).

## **B 5 FESTLEGUNG DES MINDESTABFLUSSES**

Nach der Abarbeitung der geschilderten Arbeitsschritte (siehe Ablaufdiagramm in Abb. B 2) ist der so ermittelte Mindestabfluss Grundlage für den Wasserrechtsantrag bzw. für die fachtechnische Stellungnahme. Weitere Aspekte wie Bau und Betrieb einer Anlage oder die Auswirkungen auf die Energieerzeugung können vom Antragsteller dargestellt werden und sind in die Abwägung einzubeziehen. Erläuterungen hierzu werden im nachfolgenden Kapitel gegeben.

Danach erfolgt die wasserrechtliche Entscheidung mit Festlegung des Mindestabflusses oder die Ablehnung des wasserrechtlichen Antrags.

### **B 5.1 BAULICHE UND BETRIEBLICHE ASPEKTE**

Die Festlegung des Mindestabflusses muss sich nicht nur an den Gegebenheiten des Abflussregimes orientieren, sondern bedarf insbesondere unter Hinblick auf die praktische Umsetzung der Dynamisierbarkeit des Mindestabflusses einer Berücksichtigung der baulichen und betrieblichen Aspekte. Der Mindestabfluss sollte durch bauliche Maßnahmen sichergestellt werden.

In der Regel ist die Abgabereinrichtung in das Entnahmehauswerk integriert. Bei der Auswahl der Dotationseinrichtung muss auch deren betriebliche Situation berücksichtigt werden:

- Funktionssicherheit sowie einfache Überprüfbarkeit (z. B. Sichtkontrolle) der angestrebten Funktion,
- Unempfindlichkeit gegen äußere Einflüsse durch geeignete wasserbauliche Maßnahmen, z. B. durch positive Schwelle am Kraftwerkszulauf,
- Geringer Unterhaltungsaufwand, z. B. leichte Gewährleistung des Dotationsabflusses, keine Störanfälligkeit gegenüber Geschiebe, Treibgut oder Schwimmstoffen,
- Dokumentationsmöglichkeit.

Für die Abgabe sind verschiedene Varianten, die auch kombiniert werden können, möglich:

- Durchgängigkeitsbauwerk (z. B. Raue Rampe, Fischpass, Verbindungsgewässer),
- Einfache Öffnungen, kurze Rohrleitungen, Schütze, Überfälle oder Mindestwasserturbinen.

Auf einzelne Gesichtspunkte der verschiedenen Dotationsbauwerke bzw. -bauteile wird im Kapitel C 1 eingegangen. Hinweise zur hydraulischen Berechnung sind in Kapitel C 2 enthalten. Eine indirekte Steuerung der Abgabe durch die Regelung der Wasserspiegellage am Einlauf des Triebwerkkanals ist wegen der dabei unvermeidlichen Trenn-Unschärfe i. d. R. nicht zu empfehlen und sollte daher im Einzelfall sorgfältig abgewogen werden.



## B 5.2 ABSCHÄTZUNG DER ENERGIEWIRTSCHAFTLICHEN AUSWIRKUNGEN

Für die Berechnung der zukünftigen Energieerzeugung unter Berücksichtigung des Mindestabflusses ist die Kenntnis des entsprechenden (zukünftigen) Abflussgeschehens erforderlich. Hierzu wird eine historische oder eine synthetische Abflussdauerlinie zugrunde gelegt.

Außerdem ist die Annahme eines mittleren, d. h. zeitunabhängigen Verhaltens der maschinellen und elektrotechnischen Ausstattung anzunehmen. Unwägbarkeiten im Betrieb (z. B. Schadensfälle aus Extremhochwässern, das Versagen relevanter Maschinenteile, schwankende jährliche Verfügbarkeit der Wasserkraftanlage) können über empirische Erfahrungswerte berücksichtigt werden.

Für die Ermittlung der Energieerzeugung stehen mehrere Verfahren zur Verfügung:

- **Exakte Berechnung mit einem Leistungsplan** [GIESECKE & MOSONYI 2003] auf Grundlage der gesamten Abflussabhängigkeiten von maschineller und elektrotechnischer Ausstattung. In der praktischen Anwendung kann dabei auf manuelle oder EDV-unterstützte Verfahrenskomponenten zurückgegriffen werden (z. B. CASiMiR-Modul WASKRA).
- **Näherungsweise Berechnung** unter Annahme von konstanten Fallhöhen und Wirkungsgraden. Zu berücksichtigen sind dabei eventuell verlängerte Stillstandszeiten, die Abflussreduktion im Teillastbereich und die verkürzte Volllastdauer.
- **Näherungsweise Abschätzung** nur unter Berücksichtigung der Abflussdauerlinie.

Sofern der Mindestabfluss oder Teile davon über eine Mindestwasserturbine abgegeben werden, sind die hier auftretenden Erzeugungszuwächse analog mit den ersten beiden der o.g. Verfahren zu erheben. Auf empirische Untersuchungen kann hierbei nicht zurückgegriffen werden, weshalb als empirischer Gewinn der mittlere Durchfluss der Mindestwasserturbine mit der örtlichen Fallhöhe zur Leistungsberechnung herangezogen werden sollte.

Im Rahmen des **Gewässerentwicklungskonzeptes Murg** wurde für alle Wasserkraftanlagen an der Murg der Minderertrag bei der Energieerzeugung infolge einer Mindest-

abflussabgabe von  $\frac{1}{3}$  MNQ überschlägig ermittelt:

Im Landkreis Rastatt lassen sich bei der Ausbaugröße zwei Gruppen unterscheiden. Für die größeren Anlagen mit Unterschreitungsdauer zwischen 165 und 340 Tagen pro Jahr liegen die Energieeinbußen im Bereich von 6,9 bis 8,5 %. Für die kleineren Anlagen mit einer Unterschreitungsdauer zwischen 5 und 45 Tagen pro Jahr ergeben sich Einbußen zwischen 1,4 und 3,6 %.

Im Landkreis Freudenstadt variieren die Ausbaugrößen stärker mit Unterschreitungsdauern zwischen 40 und 325 Tagen pro Jahr. Die Energieeinbußen der Anlagen betragen dementsprechend zwischen 3,7 und 8,3 %.

Bei der **Wasserkraftanalyse Brugga** wurde am Beispiel des Standorts Dietenbach die Produktionsminderung und der Abflusszuwachs bei verschiedenen Mindestabflüssen ermittelt. Als Bezugsgröße wurde die Mindestabflussdotierung von  $\frac{1}{3}$  MNQ gewählt.

Mindestabflussdotierung	Energieproduktion [%]	Produktionsminderung [%]	Mindestabfluss [l/s]	Abflusszuwachs [%]
$\frac{1}{3}$ MNQ	100,0	0,0	126	0,0
$\frac{1}{2}$ MNQ	95,7	- 4,3	188	+ 49,2
<b>Matthey</b>	87,8	- 12,2	220	+ 74,6
<b>Q<sub>347</sub></b>	77,8	- 22,2	380	+ 201,6

Im Rahmen der CASiMiR Modellierung am Beispiel Alfredstal Donau und dem Beispiel Buchenmühle Kocher (Anhang 1 Beispiel 2 und 5) wurden ebenfalls energie-wirtschaftliche Berechnungen durchgeführt, welche die Auswirkungen unterschiedlicher Mindestabflussregelungen (teilweise dynamisch) an diesen Standorten deutlich machen.

# Teil C Konstruktive Möglichkeiten der Abflussregulierung, Strukturverbesserung in Ausleitungsstrecken und Verbesserung der Leitströmung

Die Einhaltung der Mindestabflüsse ist durch entsprechende Gestaltung, Betrieb und Unterhaltung der Bauwerke zu gewährleisten. Dies ist im Rechtsverfahren nachzuweisen. Erforderlichenfalls sind geeignete Kontrollinrichtungen vorzusehen.

## C 1 AUSGEWÄHLTE DOTATIONSBAUWERKE

Die Mindestabflüsse werden über eine Anlage zur Herstellung der Durchgängigkeit bzw. teilweise auch über Dotationsbauwerke in die Ausleitungsstrecke abgegeben. Die Bauwerke sind so auszuführen, dass der Mindestabfluss immer gewährleistet wird.

### Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit und des Mindestabflusses

Bezüglich der hydraulischen Beschreibung von Durchgängigkeitsanlagen, deren Unterhaltungsaufwand und Funktionsüberwachung etc. sei auf die Literatur hingewiesen.

Der Durchfluss von Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit ist immer abhängig vom Ober- und Unterwasserstand. Eine wesentliche Durchflusserhöhung tritt allerdings nur bei Hochwasser auf. Die Durchgängigkeitsanlagen können daher zur Dynamisierung des Abflusses in der Ausleitungsstrecke keinen wesentlichen Beitrag leisten.

Zur Funktionssicherheit muss das Geschwemmsel vom Einlauf abgehalten werden. Hierfür hat sich eine Tauchwand bewährt. Empfehlungen hierzu sind in der LfU-Leitfadenreihe „Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern“ zu finden.

Bei der Planung der Anlage muss die Lage und der Abfluss zur Sicherung der Leitströmung berücksichtigt werden. Des Weiteren muss eine ausreichende Leitströmung aus der Ausleitungsstrecke bestehen. Es sollte der Abfluss zur Sicherung einer Leitströmung mit dem für die Ausleitungsstrecke festgelegten Mindestwasser verglichen werden.

### Dotationsbauwerke

Die Dotationsbauwerke sind so zu bauen, dass höchstens nur geringe Unterhaltung erforderlich und die Dotation des Mindestabflusses gewährleistet ist. Eine Möglichkeit hierfür ist die positive Schwelle (Abb. C 2).



Abbildung C 1: Neckar und Verbindungsgewässer bei Kirchentellinsfurt

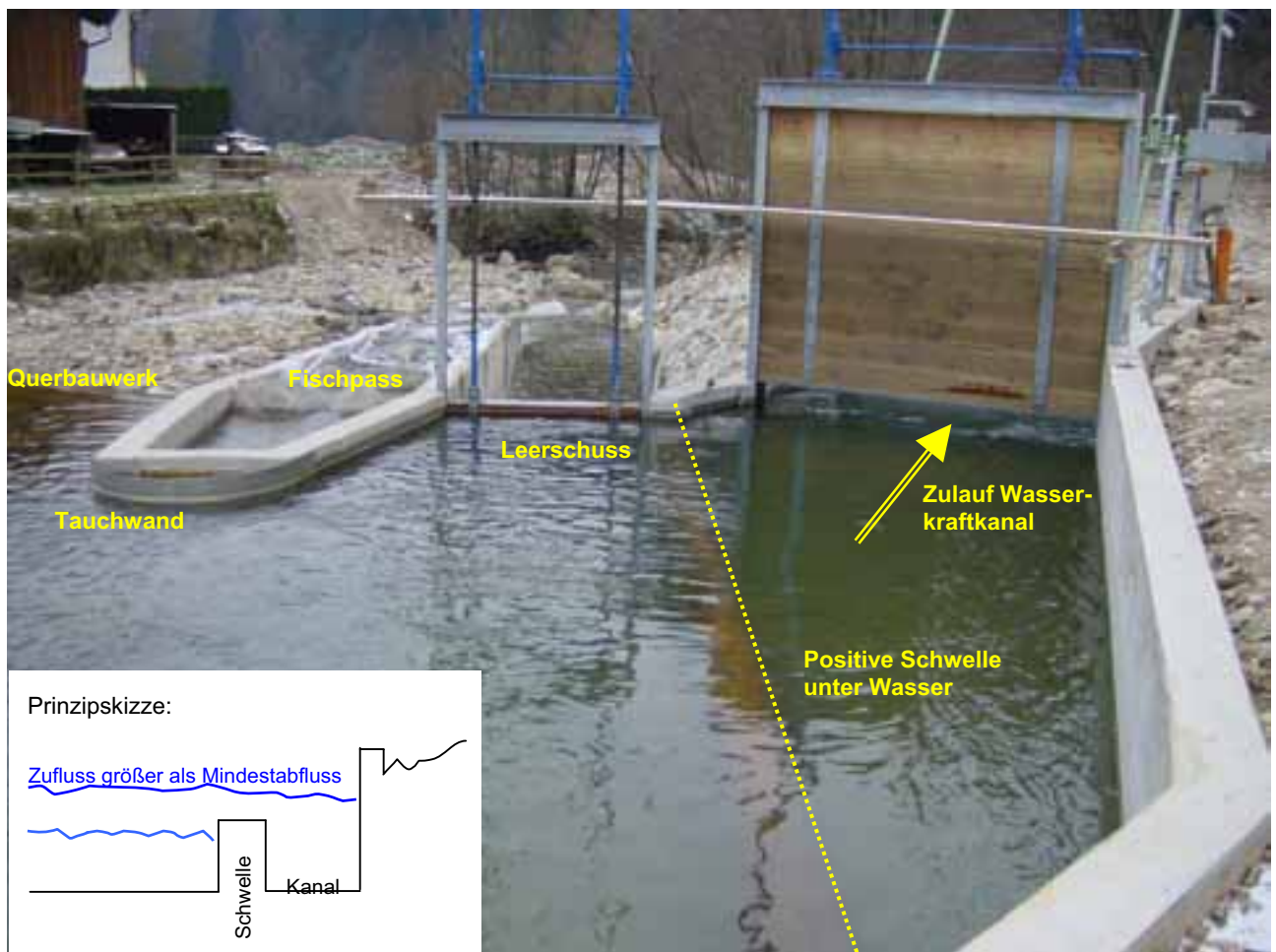


Abbildung C 2: Positive Schwelle bei der Wasserkraftanlage Ladhof – Elzach

### Rohrdotation, Öffnungsdotation

Die Abgabe des Mindestabflusses durch ein Rohr ist gekennzeichnet durch die gleich bleibende d.h. vom Abfluss unabhängige Querschnittsfläche des Rohres.

Der Abfluss durch ein Rohr ist damit maßgeblich bestimmt vom Höhenunterschied des Wasserspiegels zwischen Ein- und Auslauf. Die Abgabe über ein Rohr ist besonders dort sinnvoll, wo nur eine schwach abflussabhängige Dotation erwünscht ist. Eine Dynamisierung ist mit einer Rohrdotation nicht zu erreichen.

Gleiches gilt für Abflüsse durch kleine Öffnungen (entspricht einem kurzem Rohr).

Die Durchgängigkeit von Rohrdotationen ist nicht gewährleistet, da der Abbau einer typischen Fallhöhe an einem Wehr in der Größenordnung von ein bis mehreren Metern Bauwerkshöhe im Dotionsrohr zu hohen Fließgeschwindigkeiten führt. Auch Substrate sind nur äußerst

schwer zu integrieren und an die ober- bzw. unterwasserseitige Sohle anzubinden. Eine Rohrdotation eignet sich gegebenenfalls zur Verstärkung des Lockstromes am unterwasserseitigen Auslauf einer Anlage zur Herstellung der Durchgängigkeit.

Der Unterhaltungsaufwand bei Rohrdotationen ist groß, da sich die Einlässe bzw. Einlauföffnungen durch Treibgut oder ähnliches leicht verlegen. Geschwemmselabweiser sind unabdingbar. Bei entsprechender Anordnung sind Rohrdotationen frostunempfindlicher als andere Varianten. Funktionsüberwachungen für Rohrdotationen sind vergleichsweise einfach, wenn die Querschnittsfläche leicht kontrolliert werden kann. Ober- und Unterwasserhöhe lassen sich i. d. R. mit wenig Aufwand - z. B. mit Höhenpunkten, Staubolzen oder Pegellatten - messen.

### Schützdotation

Bei einem Schütz hängt der Abfluss ebenso wie bei einer Rohrdotation hauptsächlich vom Höhenunterschied zwi-



schen Ober- und Unterwasser sowie der Öffnungsfläche ab. Da der Abfluss in erster Näherung ebenfalls nur zur Wurzel der Fallhöhe proportional ist, lässt sich bei einem festen Schütz eine Dynamisierung ebenso schlecht umsetzen wie bei einer Rohrdotation. Lediglich mit beweglichen Schützen ist der Dotationsabfluss einfach zu verändern. Sofern die Öffnungshöhe sehr gering ist, können jedoch auch hier Probleme bei der hinreichend genauen Einstellung auftreten, die nur mit einer unabhängigen Messung geklärt werden können.

Die Durchgängigkeit von Schützöffnungen ist schlecht, da bereits bei einem geringen Höhenunterschied große Fließgeschwindigkeiten erreicht werden und damit die Anlage für die meisten Arten nicht durchwanderbar ist.

Das Öffnen und Schließen eines Schützes zu Reinigungszwecken sollte nur langsam erfolgen, um keinen schwallartigen Abflussanstieg und -abfall zu erzeugen.

Die regelmäßige Reinigung sollte vor den Niedrigwasserzeiten erfolgen, damit bei Niedrigwasser der erforderliche Dotationsabfluss in der Ausleitungsstrecke gewährleistet ist. Des Weiteren kann das bei der Reinigung abtransportierte Geschwemmel, durch höhere Abflüsse weiter transportiert werden. Damit wird das Ansammeln von Geschwemmel in der Ausleitungsstrecke reduziert.

Die Funktion bei einer Schützunterströmung ist relativ leicht zu überwachen, da die Öffnungshöhe bei kleinen Schützen oft anhand der entsprechenden beweglichen Bauteile wie Zahnstangen oder ähnlichem gut zu überprüfen ist, während für große geregelte Anlagen diese Information i. d. R. mitgeschrieben wird. Bei automatischen Aufzeichnungen ist lediglich eine regelmäßige Kontrolle der Einstellungen durchzuführen. Die Wasserspiegellagen können ebenso wie bei einem Rohrdurchlass mit lokalen Bezugspunkten, Staubolzen oder Pegellatten gemessen werden.



Abbildung C 3: Unterströmtes Schütz (Dotationsversuch Horkheim)

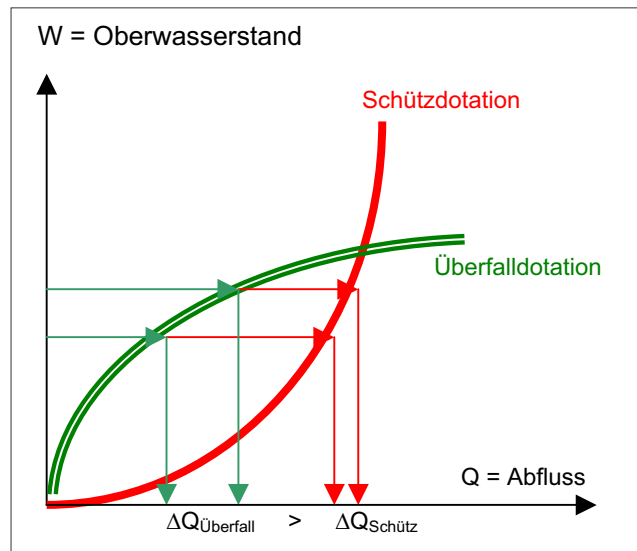


Abbildung C 4: Abflusscharakteristik einer Schütz- im Vergleich zu einer Überfalldotation



Abbildung C 5: Überströmtes Schütz (Dotationsversuch Horkheim)

## Überfalldotation

Bei dieser Art der Abflussabgabe wächst die Überfallhöhe und damit die durchflossene Querschnittsfläche mit dem Oberwasserstand an. Gleichzeitig nimmt die Geschwindigkeit in Abhängigkeit von der Überfallhöhe zu, weshalb die Dotation überproportional mit dem Oberwasserstand zunimmt. Lediglich für den Fall des Einstaus vom Unterwasser her kann die Abflussleistung geringer zunehmen. Deshalb lassen sich mit Überfalldotationen sehr gut dynamisierte Mindestabflüsse umsetzen.

In der Unterhaltung sind Überfälle weniger aufwändig als Schütz- oder Rohrdurchlässe, da ein Verlegen der Querschnittsfläche mit Geschiebe oder Treibgut wegen der Selbstreinigungstendenz unwahrscheinlicher ist. Jedoch unterbrechen diese Anlagen den Sedimenttransport im Gewässer.

Die Funktionsüberwachung kann sich auf eine einfache Sichtkontrolle des Überfallquerschnittes und des Oberwasserstandes sowie bei eingestauten Überfällen auch des Unterwasserstandes beschränken.

## Mindestabflussturbine

Bei Einsatz einer regulierbaren Mindestabflussturbine kann der Durchfluss verändert und damit die Dotation dynamisiert werden. Dies ist allerdings wirtschaftlich abzuwägen, da eine unregulierte Turbine zwar weniger kostet, den Dynamisierungsanteil des Dotationsabflusses aber nicht optimal abarbeiten kann. Mindestabflussturbinen werden bisher nur bei großen und mittleren Gewässern eingesetzt, für kleine Fließgewässer ist eine Wirtschaftlichkeit aufgrund der relativ geringen Dotationsabflüsse und damit der Vergütung eher nicht zu erwarten.

Die Durchgängigkeit einer Mindestabflussturbine ist nicht gegeben, weshalb mit dieser Lösung immer eine Anlage zur Herstellung der Durchgängigkeit einhergehen muss. Das Turbinenunterwasser kann wie eine Rohrdotation den Lockstrom verstärken.

Die Funktionsüberwachung bedarf gegenüber dem für Turbinen üblichen Vorgehen (Aufzeichnung von Leistung und Fallhöhe) keiner weitergehenden Ergänzungen.

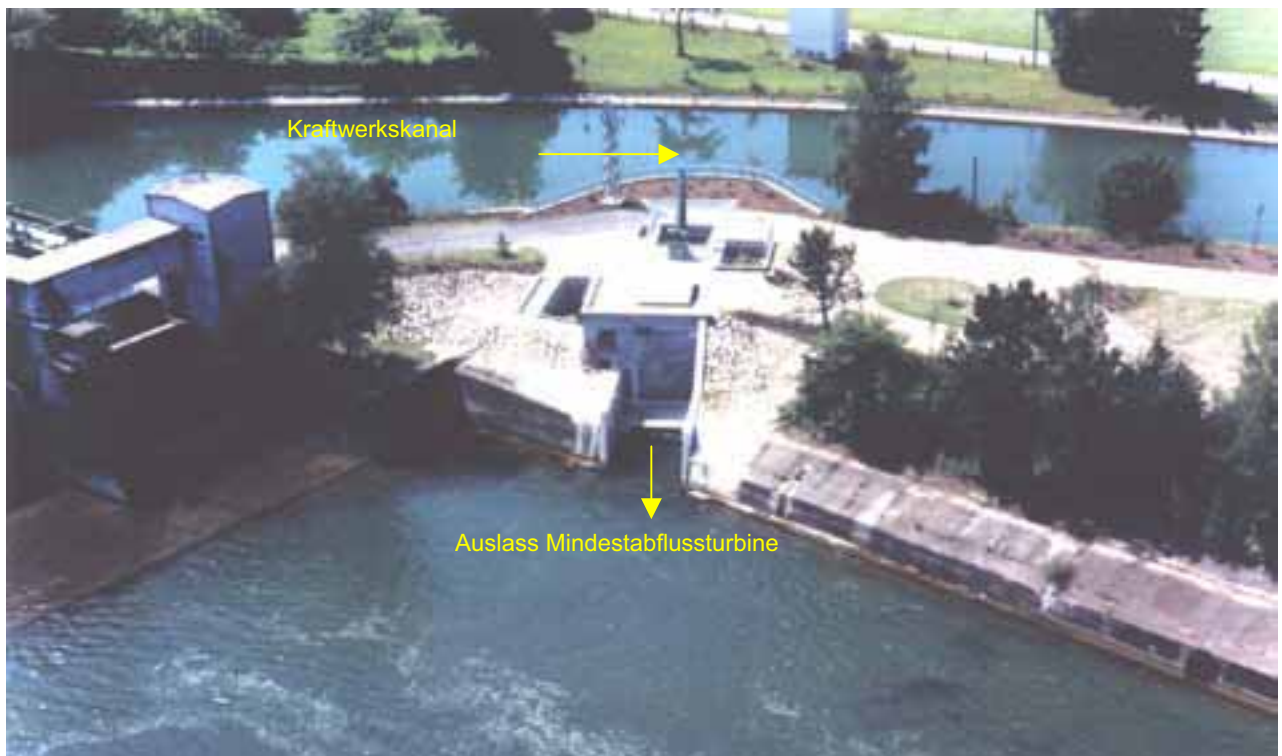


Abbildung C 6: Iller-Auslauf der Mindestabflussturbine in die Ausleitungsstrecke der Wehranlage Mooshausen

## C 2 ABFLUSSREGELUNG AN BAUWERKEN

Um eine sinnvolle Untersuchung zur Abflussabhängigkeit der abiotischen Größen in der Ausleitungsstrecke durchführen zu können, ist eine variable Dotation notwendig.

Hierbei ist neben den Gesichtspunkten zur Regulierbarkeit insbesondere die Reaktionszeit von Abflussänderungen an der Wasserentnahme bis zu deren Erreichen an der (den) Untersuchungsstelle(n) wichtig. Praktische Erfahrungen zeigen, dass zunächst mit dem aktuell angetroffenen Mindestwasserabfluss gearbeitet werden sollte. Sofern dieser nicht im zu untersuchenden Abflussspektrum enthalten ist, sollte der angestrebte Abfluss bereits vor Beginn der eigentlichen Untersuchungen eingestellt werden, da ansonsten eine längere Zeit auf die Abflussreaktion gewartet werden muss.

Für die Regelung des Abflusses ist eine überschlägige Berechnung der hydraulischen Bedingungen an der Wasserentnahmestelle erforderlich. Bezüglich der Abflussberechnung an Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit wird auf LfU-Leitfaden „Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern – Teil 2“ verwiesen. Zur Bemessung der anderen hydraulischen Systeme sollen die folgenden Empfehlungen dienen.

Die hydraulische Berechnung erfordert immer einen Oberwasserstand und die geometrischen Abmessungen des Bauwerks (Längen, Breiten, Höhen, usw.). Sofern freie Überfälle und Schützdurchlässe vorliegen, ist der Unterwasserstand unerheblich. Im Fall von eingestauten Überfällen und Schützdurchlässen sowie Rohrdurchlässen ist zusätzlich die Unterwasserhöhe zu berücksichtigen.

In Abb. C 4 ist die Wirkung von Abflussschwankungen  $\Delta W$  auf den Dotationsabfluss eines Schützes und eines Überfalls dargestellt. Man sieht, dass bei gleichem  $\Delta W$  das  $\Delta Q_{\text{Überfall}}$  größer ist als das  $\Delta Q_{\text{Schütz}}$ . Ein konstanter Dotationsabfluss ist daher, bei bestehenden Abflussschwankungen im Zulauf, mit einer Schützdotation besser zu erreichen.



Abbildung C 7: Feste unterströmte Blende zur Dotation und Verhinderung von Treibguteintrag in die Rampe

Für einen ordnungsgemäßen Betrieb ist auch eine regelmäßige Unterhaltung des Dotationsbauwerks durchzuführen. Das Bauwerk sollte so ausgeführt werden, dass der Unterhaltungsaufwand gering ist. Zur Abweisung von Geschwemmsel und Treibgut haben sich Tauchwände bewährt. Eine optimierte Tauchwandausführung findet man in der LfU-Leitfadenreihe „Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern“.

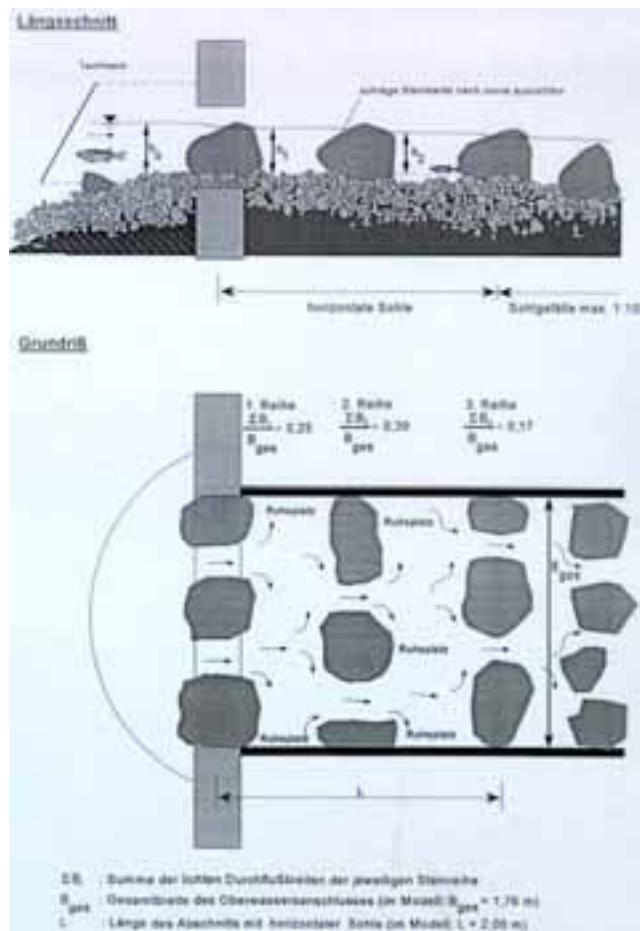


Abbildung C 8: Kontrollquerschnitt am Einlaufbereich eines Verbindungsgewässers

### **C 3 STRUKTURVERBESSERUNG IN AUSGEBAUTEN AUSLEITUNGSSTRECKEN**

Die Verbesserung der morphologischen Struktur in ausgebauten Ausleitungsstrecken kann zur Wiederherstellung eines gewässertypischen Lebensraums erforderlich werden. Im Kapitel B 3.1.2 sind hierzu Anforderungen aufgeführt. Für die potenzielle natürliche Fischfauna sind die Kriterien zu beachten.

In für den Hochwasserabfluss ausgebauten Ausleitungsstrecken reichen auch größere Mindestabflüsse nicht aus, um den Habitatsansprüchen der potenziellen Fischfauna und anderer aquatischer Organismen zu genügen. Bei Hochwasser werden die Ausleitungsstrecken stark durchströmt, was einerseits zu Sohlerosionen und dem Verlust von Laichhabitaten führt. Andererseits werden die Fische, insbesondere deren Jungstadien, verdriftet, da die Rückzugsmöglichkeiten in solchen ausgebauten Gewässerstrecken fehlen. Beide Kriterien, der Erhalt des Lebensraumes wie die Durchgängigkeit, müssen gesichert sein. Hierzu sind sowohl ein ausreichender Mindestabfluss als auch entsprechende Gewässerstrukturen nötig.

Auch an kleineren, naturfernen Gewässern können durch einfache strukturverbessernde Maßnahmen die Habitatqualitäten optimiert werden.

An den Beispielen Wasserkraftanlage Rappenberghalde und Horkheim, beide größere Wasserkraftanlagen am Neckar, sind nachfolgende Ideen zur Strukturverbesserung in Ausleitungsstrecken dargestellt.

#### **WKA Rappenberghalde am Neckar:**

Die gleichförmige und an den Ufern befestigte Gewässer-  
sohle soll unter Berücksichtigung des festgesetzten Mindestabflusses strukturell aufgewertet werden. Gleichzeitig darf sich die Hochwassersituation nicht verschlechtern. Im Ergebnis wird die Mittelwasserfläche kleiner, die Ufer verlaufen lebhafter und nicht gerade, das Aufkommen von Gehölzen wird geduldet bzw. gefördert, es entstehen zwei Inseln mit befestigten Inselköpfen. Die vorhandenen Bäume werden geschont. Der Neckar kann innerhalb der definierten Grenzen sein Gewässerbett gestalten (siehe Abb. C 9 a + b).



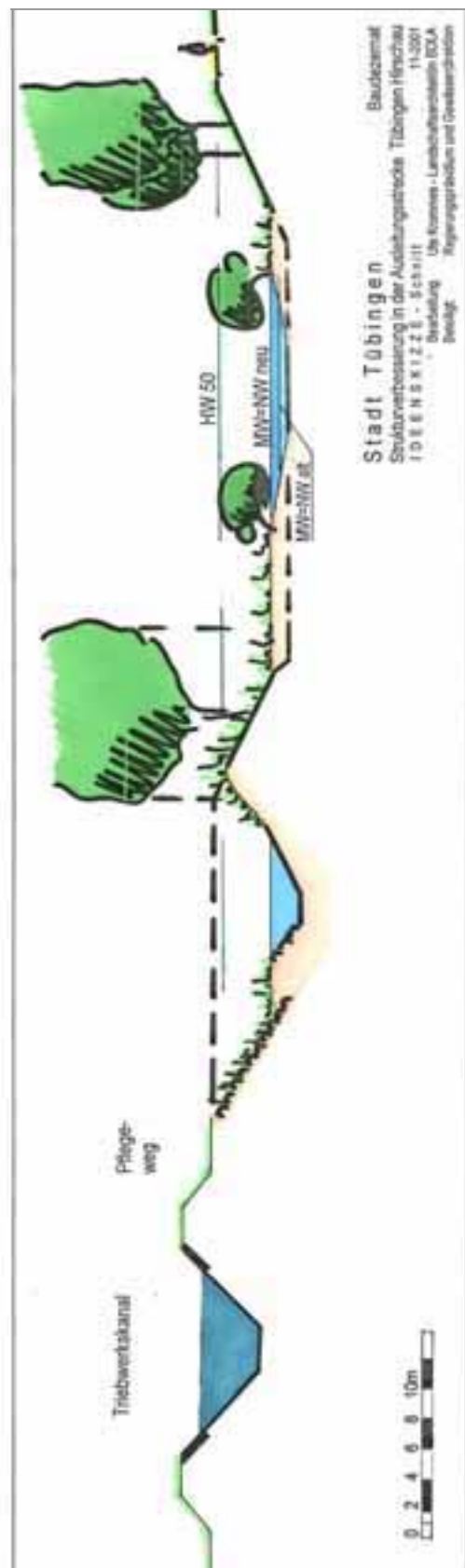
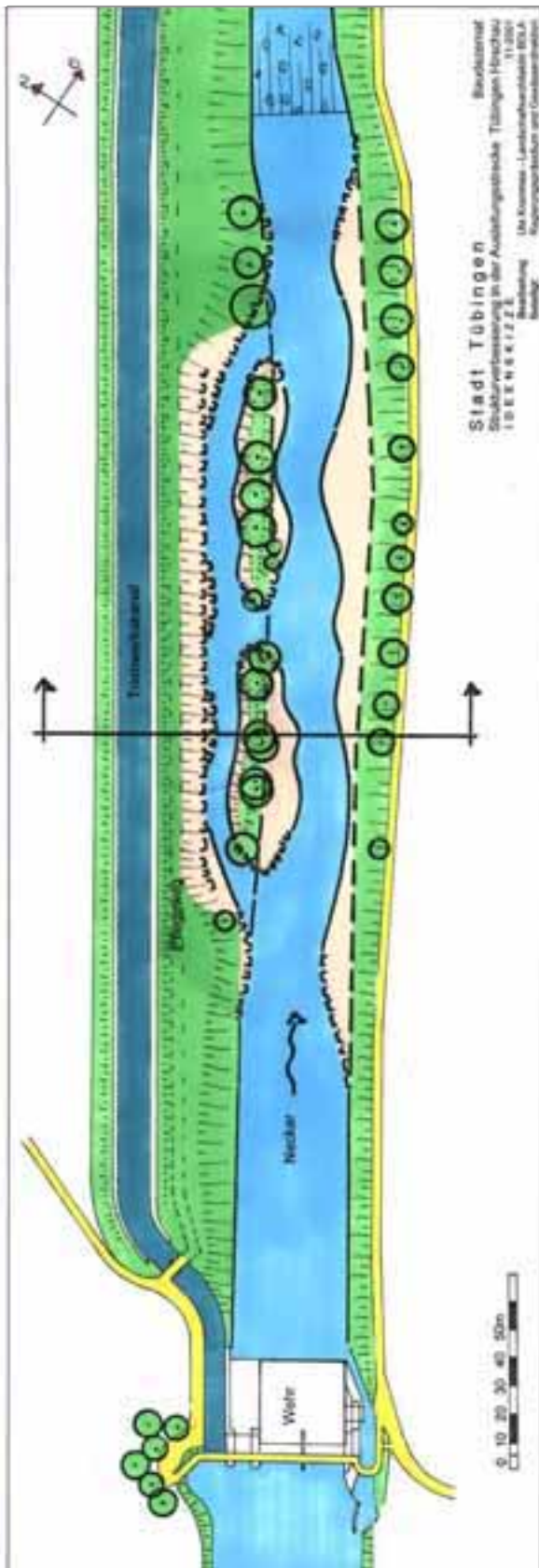


Abbildung C 9 + b: Ideenskizze zur Gewässerstrukturverbesserung WKA Rappenberghalde am Neckar



**WKA Horkheim am Neckar:**

In einer Machbarkeitsstudie wurden die Verbesserung der Biotopstruktur des Gewässerbettes und die Herstellung der Längsdurchgängigkeit in der Ausleitungsstrecke untersucht. Des Weiteren wurden Lösungsvorschläge in der Machbarkeitsstudie „Wiederherstellung der ökologische Durchgängigkeit an der Bundeswasserstraße Neckar“ erarbeitet.

Zur Realisierung der Durchgängigkeit wurden die Varianten „Verbindungsgerinne mit Mindestabflussturbine“ sowie „Aufstieg durch einen Umgehungsgerinne ohne zusätzliche Kraftwerksnutzung“ geplant.

Zur Aufwertung der Gewässerstruktur wurde eine Maßnahmenkombination aus Bühnen, Lahnen und Raubäulen vorgeschlagen. Als Rückzugsraum bei Hochwasser soll ein Altarm mit äueähnlichen Uferstrukturen angelegt werden. Der einmündende Katzentalbach soll durchgängig angeschlossen werden.

Zur Verbesserung der Auffindbarkeit der Ausleitungsstrecke sollte eine wasserbaulich-konstruktive Verengung (Düsenwirkung) bei der Einmündung in den Schifffahrtskanal erfolgen.

Die verschiedenen Maßnahmen sind in den Abbildungen C 10 und C 11 dargestellt.

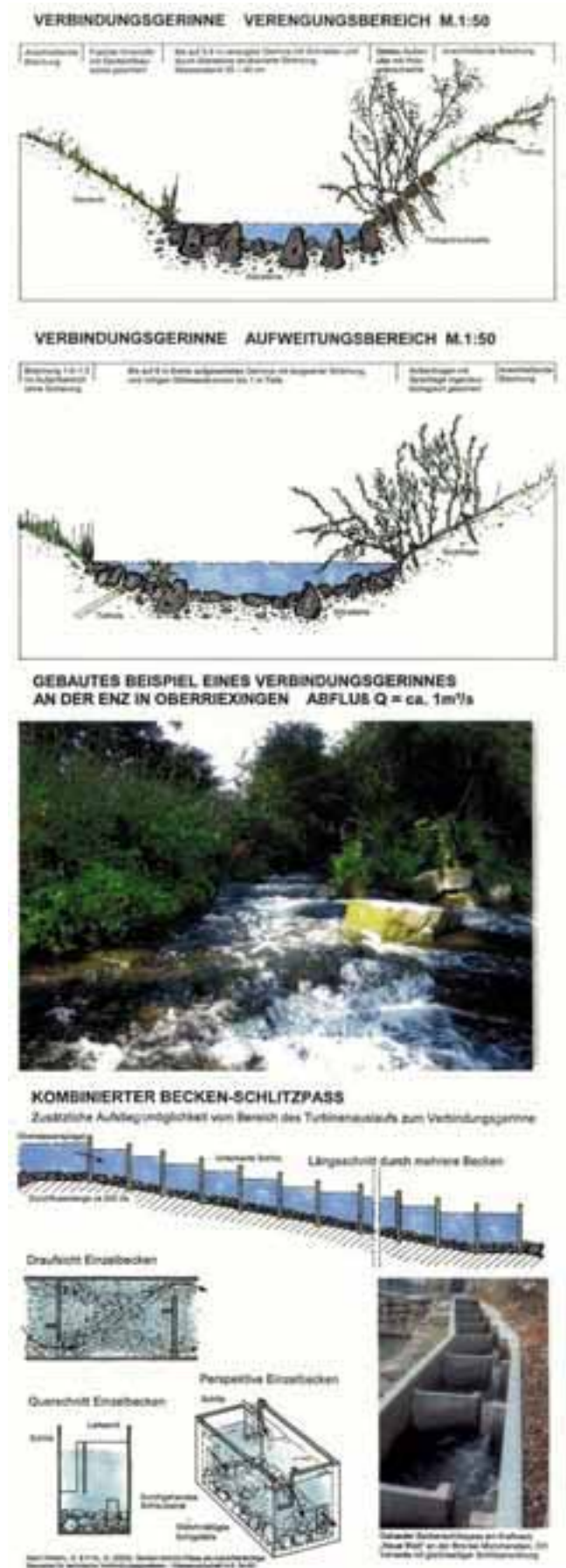


Abbildung C 10: Skizzen von Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit in Horkheim

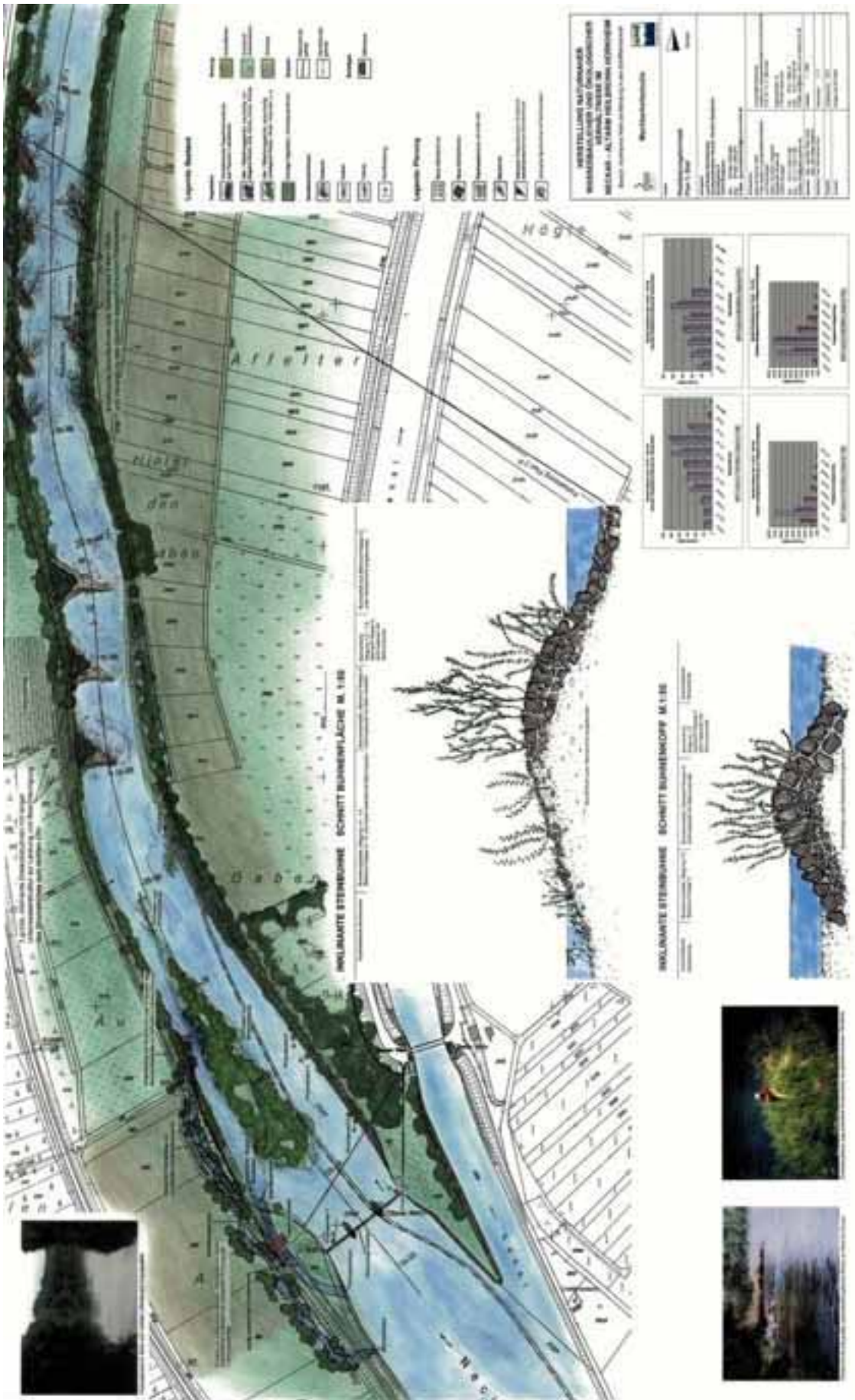


Abbildung C 11: Realisierungskonzept Plan 1 Süd – WKA Horkheim am Neckar

#### C 4 VERBESSERUNG DER LEITSTRÖMUNG AUS AUSLEITUNGSSTRECKEN

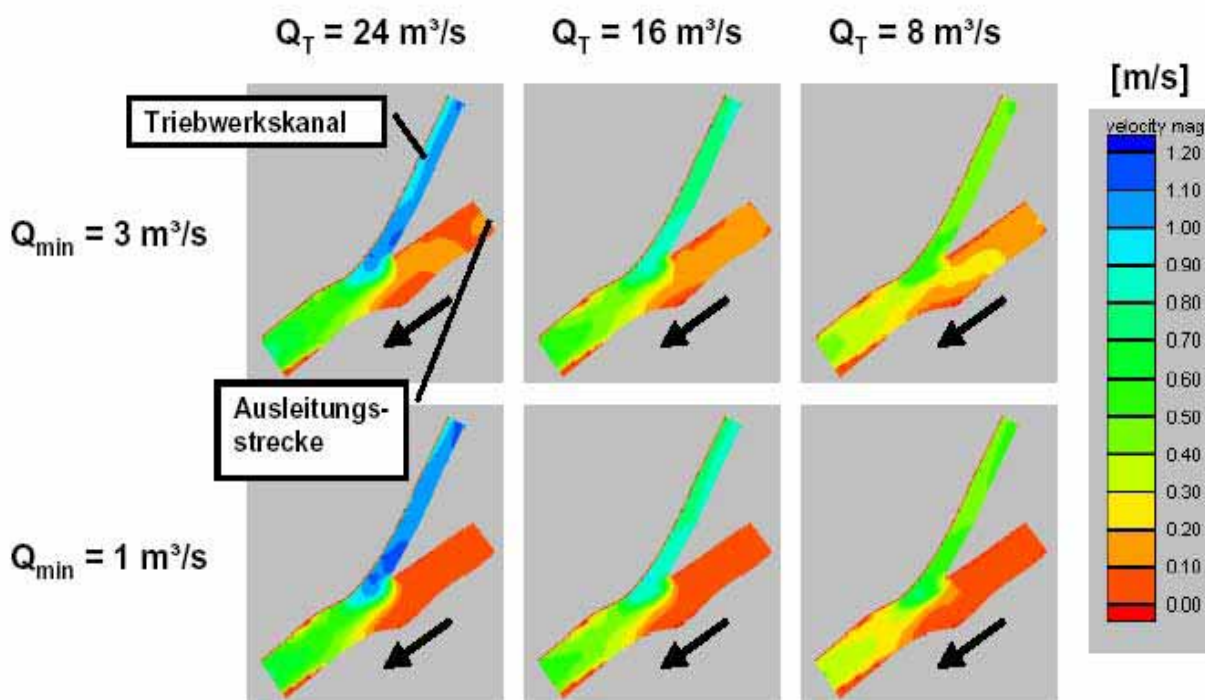
Aufwärts wandernde Fische orientieren sich an der Hauptströmung. An Ausleitungskraftwerken kommt diese meist aus dem Unterwasserkanal. Ein überwiegender Anteil der Fische findet also die Ausleitungsstrecke mit der Möglichkeit zur Aufwärtswanderung nicht, er wird in den Unterwasserkanal geleitet.

Eine Lösung wäre die Erzeugung einer Leitströmung in die Ausleitungsstrecke. Dies ist nur durch mehr Mindestwasser oder durch eine Querschnittsverengung zu realisieren.

Für das Beispiel Alfredstal (Anhang 1, Bsp. 5) hat die Universität Stuttgart konstruktive Möglichkeiten ermittelt und die Wirkung anhand eines numerischen Modells analysiert.

#### Hydraulische Modellierung

Dazu wurden zweidimensionale hydraulische Modellierungen durchgeführt. Dafür erforderliche Felddaten (tachymetrische Vermessungen, Fließgeschwindigkeit und Abfluss) wurden bei verschiedenen Abflüssen aufgenommen. Abb. C 12 zeigt für den Status quo die Verteilung der Fließgeschwindigkeiten am Ende der Ausleitungsstrecke Alfredstal bei unterschiedlichen Abflusskombinationen Triebwerkskanal ( $Q_T$ ) / Mindestwasserführung ( $Q_{min}$ ). Es wird deutlich, dass alleine durch die Anhebung des Mindestabflusses auf  $3 \text{ m}^3/\text{s}$  keine nennenswerte Leitströmung erzielt werden kann.



$Q_T$  = Turbinendurchfluss,  $Q_{min}$  = Mindestabfluss

Abbildung C 12: WKA Alfredstal, Strömungsverteilung im Bereich der Rückleitung des Triebwassers.





Abbildung C 13: Hauptströmung aus dem Unterwasserkanal (gelber Pfeil), geringe Strömung aus der Ausleitungsstrecke (blauer Pfeil)

Zur Verbesserung der Situation wurden folgende wasserbaulichen Maßnahmen untersucht:

#### Buhne

Durch die Anordnung einer Buhne am linken Ufer wird der Fließquerschnitt am Ende der Ausleitungsstrecke verengt. Die Fließgeschwindigkeiten werden dadurch an der Engstelle erhöht. Die Buhne sollte so bemessen sein, dass sie bei Abflüssen  $> Q_{\text{Min}}$  überströmt wird, um den Rückstau im Hochwasserfall so gering wie möglich zu halten.

#### Insel

Im Bereich des Unterwasserkanals ist eine Abgrabung und damit verbunden eine Aufweitung des Fließquerschnitts des Triebwerkkanals denkbar. Durch die zusätzliche Anordnung einer Insel wird der Effekt, dass ein Teil des Triebwassers an das linke Ufer geleitet wird, verstärkt. Um die Wanderungen der bodenorientierten Barbe und Nase in die Ausleitungsstrecke zu lenken, wird eine 1 m hohe Wand angebracht, die überströmt wird.

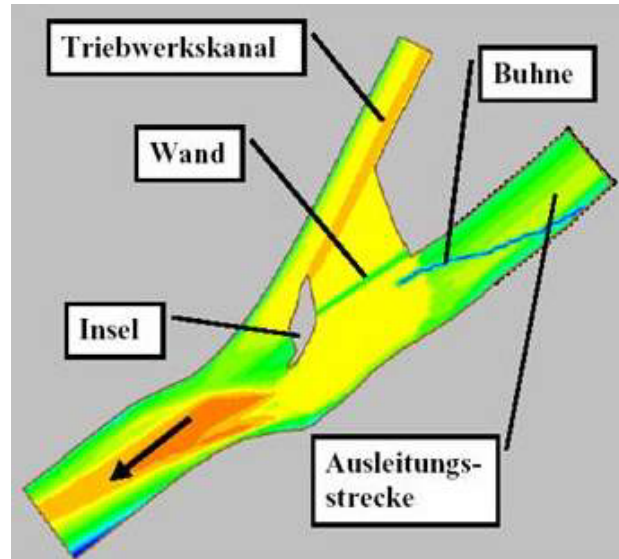


Abbildung C 14: Überblick der untersuchten wasserbaulichen Maßnahmen

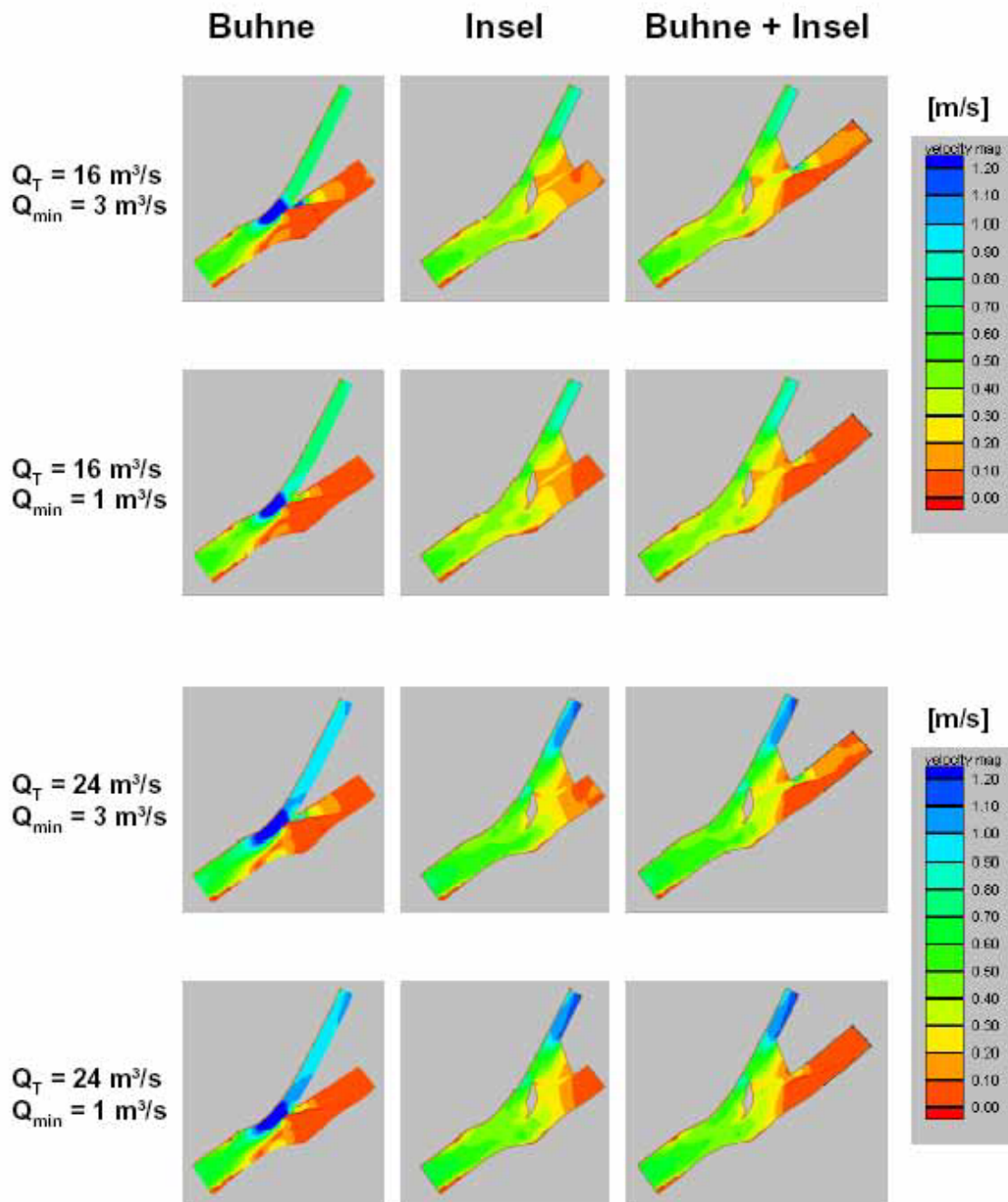
#### Buhne + Insel

Bei dieser Alternative wurde die Koppelung beider Maßnahmen untersucht.

Die Ergebnisse der hydraulischen Modellierung sind auszugsweise in Abb. C 15 dargestellt. Es wurde ermittelt, dass der für die Ausbildung einer Leitströmung im Status quo geschätzte Abfluss nur durchschnittlich an 50 – 60 Tagen im Jahr erreicht wird. Durch geeignete bauliche Maßnahmen könnte die Leitströmung verstärkt werden. Insbesondere bei der Kombination aus Buhne und Insel sieht man eine verstärkte Strömung aus der Ausleitungsstrecke im Modell.

Bei dieser Alternative wurde die Koppelung beider Maßnahmen untersucht.

Die Ergebnisse der hydraulischen Modellierung sind auszugsweise in Abb. C 15 dargestellt. Es wurde ermittelt, dass der für die Ausbildung einer Leitströmung im Status quo geschätzte Abfluss nur durchschnittlich an 50 – 60 Tagen im Jahr erreicht wird. Durch geeignete bauliche Maßnahmen könnte die Leitströmung verstärkt werden. Insbesondere bei der Kombination aus Buhne und Insel sieht man eine verstärkte Strömung aus der Ausleitungsstrecke im Modell.



$Q_T$  = Turbinendurchfluss,  $Q_{\min}$  = Mindestabfluss

Abbildung C 15: Auswirkungen der untersuchten Varianten auf die Leitströmung gemäß Abb. C 14



# Teil D Empfehlungen zum Betrieb und zu Erfolgskontrollen

## D 1 ÜBERWACHUNG DER MINDESTABFLUSS-REGELUNG AN DER STAUANLAGE

Die störungsfreie Funktion und der ordnungsgemäße Betrieb aller Anlagenteile sind durch Kontrollen zu gewährleisten. Dafür ist in erster Linie der Betreiber verantwortlich. Art und Umfang der Eigenkontrolle sind in der wasserrechtlichen Entscheidung festzulegen.

Alle Messeinrichtungen sind gut zugänglich anzuordnen und leicht ablesbar zu gestalten. Die einzuhaltenden Sollwerte sind so zu markieren, dass sie ohne Fachkenntnisse überprüft werden können.

Das Konzept der Eigenüberwachung ist bereits bei der Planung von Dotationsbauwerken zu berücksichtigen, um den Aufwand im Betrieb gering zu halten. Die erforderlichen Einrichtungen sind möglichst einfach und unempfindlich gegen Störungen zu gestalten.

Die behördliche Überwachung erfolgt im Rahmen der allgemeinen Gewässeraufsicht nach § 82 WG durch die Wasserbehörde. Für einen ordnungsgemäßen Betrieb ist auch eine regelmäßige Unterhaltung des Dotationsbauwerks nötig.

## D 2 DURCHFLUSSKONTROLLE

Die Dotation am Bauwerk und die Wasserstände in der Ausleitungsstrecke kontrolliert man in Niedrigwasserphasen. Die Sicherstellung von Abflüssen an den Dotationsbauwerken hängt von der Funktionsweise der Dotationsanlage ab.

Es ist empfehlenswert, mit der Planung einer Anlage ein entsprechendes Konzept zur Überprüfung der Abflüsse vorzusehen, um aufwändige bauliche oder betriebliche

Maßnahmen für die Kontrolle zu vermeiden.



Abbildung D 1: Donau – Obermarchtal. Eine Riegelrampe ersetzt einen Teil des Streichwehrs und dient als Durchgängigkeits- und Dotationsbauwerk

Folgende drei hydraulische Fälle sind i. d. R. möglich:

### 1. Mindestabflussdotation hängt nur vom Oberwasserstand ab.

Typisches Beispiel hierfür sind Überfälle. In diesem Fall muss der erforderliche Oberwasserstand leicht zu überprüfen sein. Hierzu bieten sich einfache Staumarken an. Mit jeder Erfolgskontrolle sollte auch eine einfache Sichtprüfung der Querschnittsfläche des Überfalls verbunden sein, um Ablagerungen oder Verklausungen auf der Überfallkrone zu erkennen.

Bei Überfällen mit Regelungseinrichtungen wie z. B. Stauklappe oder Schütz muss deren Sollstellung leicht zu erkennen sein.

Analog zu Überfällen sind ähnliche hydraulische Situationen mit Fließwechsel zu behandeln. Diese treten insbesondere an Einlaufbauwerken verschiedener Durchgän-

gigkeitsbauwerke auf, weshalb hier auf die einschlägige Literatur verwiesen wird. Der Abfluss am Dotationsbauwerk wird dann berechnet.

2. Die Größe des Mindestabflusses hängt neben dem Oberwasserstand auch von der Querschnittsfläche ab.

Zu diesem Typ der Mindestabflussdotations zählen beispielsweise Schütze, kleine Öffnungen oder Rohrdurchlässe, welche vom Unterwasser nicht eingestaut werden. Hier muss neben dem Oberwasserstand, der wie im ersten Fall z. B. durch Staumarken festgelegt und kontrolliert werden kann, auch die Öffnungsgröße kontrolliert werden.

Bei unbeweglichen Teilen genügt oft eine Sichtkontrolle. Wo dies nicht möglich ist, z. B. bei Rohrleitungen mit kleinem Durchmesser im Vergleich zur Länge, ist bei Bedarf eine eigene Abflussmessung oder -schätzung notwendig. Hier können auch individuelle Lösungsansätze zum Ziel führen.

Sofern bewegliche Teile vorliegen, sollte eine möglichst einfache Kontrolle des Öffnungsgrades, z. B. durch Markieren von Zahnstangen bei einem Schütz, vorgesehen werden.

Der Abfluss am Dotationsbauwerk wird nach Aufnahme der Daten berechnet. Das Überwachungskonzept muss sich auch an der Steuerung der Anlage durch den Betreiber orientieren.



Abbildung D 2: Dotation durch ein Lückensystem

3. Ein Teil des Mindestabflusses wird über eine Mindestabflussturbine bzw. einen Bypass abgegeben.

Diese Art der Abgabe kann innerhalb bestimmter Grenzen über die Beziehung zwischen Fallhöhe und Leistung abgeschätzt werden.

**Messung des Mindestabflusses in der Ausleitungsstrecke**  
Bei nicht einfach zu kontrollierenden hydraulischen Verhältnissen, z. B. bei sehr schlechter Zugänglichkeit des Entnahmebauwerks, muss der Mindestabfluss in der Ausleitungsstrecke gemessen werden. Eine Möglichkeit stellt das Tracer-Messverfahren dar (Kapitel B 3.4.2).

### D 3 KONTROLLE DER DURCHGÄNGIGKEIT

Die Kontrolle der Durchgängigkeit der Ausleitungsstrecke inklusive der Wasserentnahme erfordert in der Regel zwei Nachweise:

Die **Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke** kann durch Messung des flachsten Punktes im Talweg bewertet werden. Dabei ist der gesamte Talweg der Ausleitungsstrecke zu begehen und die geringste Wassertiefe zu bestimmen. Zusätzliche Parameter, z. B. Absturzhöhe und Fließgeschwindigkeit, welche sich im Zuge der Ermittlung des Mindestabflusses ergeben haben, können im Einzelfall relevant werden.

Des Weiteren ist eine entsprechende Leitströmung zum Auffinden der Ausleitungsstrecke erforderlich.

Es gibt Gewässer, bei denen in Niedrigwasserzeiten auch im natürlichen Zustand (ohne Wasserentnahmen) die Durchwanderbarkeit nicht möglich ist. Bei diesen Gewässern muss die Durchgängigkeit auch in der Ausleitungsstrecke erst bei entsprechend größeren Abflüssen nachgewiesen werden.



Abbildung D 3: Teilrampe als Durchgängigkeits- und Dotationsbauwerk

Für die **Kontrolle der Aufstiegsanlagen** an der Wasserentnahme ist auf Grund der einschlägigen Fachhinweise eine mehrstufige Vorgehensweise möglich. Dabei können die abiotischen Parameter des Strömungsbildes und der Struktur sowohl im Durchgängigkeitsbauwerk als auch in dessen Umfeld (z. B. Substratanbindung, Leitströmung) erhoben werden. Eine weitergehende Stufe ist die Untersuchung anhand von biologischen Kriterien durch geeignete fischereiliche Methoden (Aufstiegskontrollen). Hinweise hierzu finden sich in der LfU-Leitfadenreihe „Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern“.



Abbildung D 4: Donau – Öpfingen, eine Buhne bündelt die Leitströmung

#### **D 4 ERFOLGSKONTROLLEN IN DER AUSLEITUNGSSTRECKE**

Ist im Einzelfall beabsichtigt, Erfolgskontrollen im Sinne von ökologischer Beobachtung der Entwicklung als Lebensraum und der Durchwanderbarkeit durchzuführen, sollte dies vorab bedacht werden. In der Regel erfolgt die

Erfolgskontrolle im Wege der Amtsermittlung, es sei denn, dass man durch eine öffentlich-rechtliche Vereinbarung mit dem Betreiber anderes regelt oder das Monitoring im Wege der Ausgleichsregelung für Eingriffe vorgesehen ist. Des Weiteren kann dem Anlagenbetreiber ein Monitoring auf seine Kosten auferlegt werden, wenn zu dessen Gunsten ein äußerst knapp bemessener Mindestabfluss unter dem Vorbehalt festgesetzt wird, nötigenfalls diesen zu erhöhen, wenn das Monitoring dafür die Notwendigkeit ergibt.

Die Erfolgskontrollen sollen in Abstimmung mit dem Anlagenbetreiber erfolgen. Hierbei können Unterhaltungsarbeiten an der Anlage und in der Ausleitungsstrecke angesprochen werden.

Erfolge können jedoch nur fundiert überprüft werden, wenn vor Festlegung und baulichen Regelung des Mindestabflusses der Ursprungszustand ausreichend dokumentiert ist. Dies bedeutet, dass man bereits im Zuge der Bestimmung des Mindestabflusses die zu kontrollierenden Kriterien und die Art der Kontrollen (Messung, visuelle Prüfung, Schreiber) festlegt. Des Weiteren muss das zu erreichende Ziel, z. B. der Mindestwasserstand an den pessimalen Abschnitten, bestimmt werden.

Eine Fotodokumentation ist zu empfehlen. Zur Erleichterung der Kontrollen werden einzelne Kriterien nachfolgend erläutert und Formblätter zur Dokumentation im Anhang 6 angeboten. Diese müssen eventuell der Situation angepasst und ergänzt werden.

Eine Kontrolle der floristischen und faunistischen Entwicklung ist erst nach einer entsprechenden Entwicklungsperiode sinnvoll.

#### ■ Kontrolle der Habitatverteilung

Die Habitatverteilung in der Ausleitungsstrecke lässt sich oft durch entsprechendes Fachwissen beschreiben, wobei eine explizite Belegung mit allgemein anerkannten Messwerten kaum möglich ist. Eine verbal-qualitative Aussage ist hier eine geeignete Alternative, allerdings sind quantitative Aussagen aufgrund der unvermeidlichen Subjektivität des Beobachters nur eingeschränkt sinnvoll.

Eine weitergehende Kontrolle kann mit einer Befischung und, sofern erforderlich, Beprobung der Sohle erzielt werden.

Bei allen Methoden, bei denen Organismen als Indikator für die ökologische Qualität herangezogen werden, ist in der Regel eine Vielfachabhängigkeit von Stoffhaushalt, Struktur und Strömung anzunehmen. Deshalb können Einzelproben zwar Hinweise geben, sie sind aber aufgrund der saisonalen und zwischenjährlichen Schwankungen nicht immer reproduzierbar bzw. in ihrer Abflussabhängigkeit nicht eindeutig quantifizierbar. Aus diesem Grund sind explizite biologische Kontrollen oft aufwändig, sie stellen jedoch im ökologischen Sinne die beste Methode dar.



Abbildung D 5: biologische Erfolgskontrolle

#### ■ Sonstige Parameter

Im Zuge der Ermittlung des Mindestabflusses können noch weitere Parameter zur Kontrolle festgestellt werden. So können z. B. das Freiräumen des natürlichen Sohlsubstrats von Algenüberzug und Feinsedimenten oder die Reduktion der Wassertemperatur in den Sommermonaten als Kriterien herangezogen werden.

Im Rahmen der Kontrollen besteht auch die Möglichkeit auf Mängel hinzuweisen, damit diese beseitigt werden können.

BEGRIFF	ERLÄUTERUNG
Abundanz	Anzahl von Organismen, bezogen auf eine Flächen- oder Raumeinheit
adult	Erwachsen ►► juvenil
anadrom	Fische, die in Fließgewässern laichen und im Meer aufwachsen ►► katadrom
Ausleitungsstrecke	ehemaliges Mutterbett an einer Ausleitungswasserkraftanlage (Kapitel A)
Ästuar	Gezeitenzone der Flussmündungen (Brackwasser- oder Kaulbarsch-Flunder-Region)
Benthal	Lebensraum der Gewässersohle
Benthos, Benthon	Organismen, deren Lebensraum die Gewässersohle (►► Benthal) ist
Brut, Brütlinge	Fische nach dem Larvenstadium bis zur jugendlichen Phase ►► juvenil
Cypriniden	karpfenartige Fische (z. B. Nase, Döbel, Rotaugen, Schneider)
Dotation	Regelung des Abflusses durch eine technische Einrichtung
Elektrofischerei	Fischfangmethode mit Hilfe elektrischen Stromes; bei fachgerechter Anwendung unschädlich für Fische und andere Wasserorganismen
Epipotamal	obere Zone des Tieflandflusses, Barbenregion
Epirhithral	obere Zone des Gebirgsbaches, obere Forellenregion
FST-Methode	Methode, bei der die sohlennahe Strömung durch die Abdrift unterschiedlich schwerer Halbkugeln bestimmt wird
Gilden	Gruppe von Arten, die gleiche Ressourcen (Nahrung, Mikrohabitate u.ä.) in ähnlicher Weise nutzen
Gumpen	tiefe Stelle in Wasserläufen und Seen (süddeutsch)
Habitat	charakteristischer Wohn- oder Standort einer Art
heterogen	andersgeartet oder verschiedenartig, fremdstoffig
Hypopotamal	Zone des Unterlaufes von Flüssen, Kaulbarschen-Flunder-Zone
Hyporheal	Lebensbereich in der Gewässersohle, die noch durch das Oberflächenwasser beeinflusst wird
hyporheisches Interstitial	Kieslückensystem im Grund des Gewässers
Hyporhithral	Zone im oberen Mittellauf von Flüssen, Äschenregion
Interstitial	Porenraum (im Gewässersediment)
juvenil	Jugendlich ►► adult
katadrom	Fische, die im Meer laichen und in Fließgewässern aufwachsen ►► anadrom
Kieslückensystem	durchströmte Poren- und Zwischenräume in den Steinen des Gewässergrunds
Kolk	Vertiefung im Gewässerbett; lokal begrenzte tiefere Stelle z. B. durch Erosion nach einem Absturz (norddeutsch)
Kolmatierung	Verstopfung des Kieslückensystems durch organisches oder anorganisches Feinmaterial, wodurch die Durchströmung und damit der Sauerstoffnachschub vermindert wird
Krenal	Quellbereich eines Gewässers
Lahnen	Einbau in das Gewässer, um eine Auflandung zu initiieren
Laichgrube	von Fischen bei der Fortpflanzung geschaffene Vertiefung im Kies zur Ablage der Eier
Larve	Frühes Entwicklungsstadium von Fischen mit Dottersack und Flossensaum oder von anderen Organismen



Letalgrenze	die obere oder untere Grenze bei bestimmten Parametern (Temperatur, Sauerstoff), bei der Organismen absterben
Makrozoobenthos	Tiere, deren Lebensraum auf der Gewässersohle liegt und die eine Mindestgröße (i. d. R. 2 mm) erreichen. Der Begriff wird in der praktischen Anwendung oft auf wirbellose Tiere beschränkt
Metapotamal	mittlere Zone des Tieflandflusses, Brachsenregion
Metarhithral	mittlere Zone eines Gebirgsbaches, untere Forellenregion
MHQ	mittlerer jährlicher Hochwasserabfluss
Migration	regelmäßige jahreszeitlich oder durch die Fortpflanzung bedingte Wanderung bei Tieren
Mikrohabitat	allgemein ein Kleinlebensraum ► Habitat
MNQ	mittlerer niedrigster Tagesmittelwert: arithmetisches Mittel der niedrigsten mittleren Tagesabflüsse in den einzelnen Beobachtungsjahren der zur Verfügung stehenden Pegelzeitreihen. Der MNQ ist z. B. bei einer Pegelbeobachtungsdauer von 50 Jahren der Mittelwert aus den jeweils niedrigsten mittleren Tagesabflüssen der 50 Beobachtungsjahre
Monitoring	Überwachung eines Vorgangs durch standardisierte fortlaufende Untersuchungen
Mortalität	Sterblichkeit
MQ	mittlerer Abfluss
natürliche Fischfauna	alle heimischen Fisch- und Neunaugenarten eines Gewässers oder Gewässerabschnittes, welche aktuell und natürlicherweise vorkommen oder vorkamen und in absehbarer Zeit wieder vorkommen können.
Nekton	Lebensform der aktiv schwimmenden, meist großen Tiere
Parr	Junglachs Stadium zwischen ► Brütling und ► Smolt (engl.)
Pelagial	Region des freien Wassers in dem sich ► Nekton und ► Plankton aufhalten
pessimaler Abschnitt oder pessimale Schnelle	Gewässerabschnitt, Stelle oder Zone mit den ungünstigsten ökologischen Verhältnissen
Plankton	Lebensform der Organismen, die sich schwebend oder schwimmend im Wasser halten, deren Eigenbewegung aber nicht ausreicht, sie von der Wasserbewegung unabhängig zu machen
Pool	tiefe Stelle im Gewässer (engl.)
Potamal	Zone des Tieflandflusses
Rausche	schnell fließende Strecke, meist mit stehender Welle
Reproduktion	Fortpflanzung
Restwasser	alter Begriff für den Mindestabfluss
Restwasserstrecke	alter Begriff für die Ausleitungsstrecke
Riffle	moderat überströmte, flache Strecke mit Kiesgrund (engl.)
Rhithral	Lebensraum des Bergbaches oder der Bachregion
Salmoniden	lachsartige und forellenartige Fische (z. B. Forellen)
Smolt	silbrig gefärbter, 1 bis 2 jähriger Junglachs, der zum Meer abwandert (engl.)
submerse Wasserpflanzen	völlig untergetauchte Wasserpflanzen
Substrat	Material, auf oder in dem Organismen leben und von dem sie sich auch häufig ernähren
Territorium	das gegen Individuen der eigenen oder einer anderen Art verteidigte Revier oder Wohngebiet eines Tieres
Totholz	abgestorbene, größere Gehölzteile im Gewässer

- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*, 1995: Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 25.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*, 1996: Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 4/96.
- Bratrich, C., Jorde, K.*, 1997: Hydraulisch-morphologische Modellierung von Fließgewässern mit dem Simulationsmodell CASIMIR: Gewässerbiologie und Habitatmodell. *Wasserwirtschaft* 87 (1997), S. 370-371.
- Daucher, H.*, 1996: Umweltverträglichkeitsprüfung bei wasserbaulichen Vorhaben. *Wasserwirtschaft* 86 (1996), S. 374-376 (Heft 7/8).
- Daucher, H.*, 1997: Mindestwasserregelungen in Baden-Württemberg. *Wasserwirtschaft* 87 (1997), S. 340-341.
- Daucher, H.*, 1999: Durchgängigkeitsbauwerke. Statusbericht 1998/99 der WBW Fortbildungsgesellschaft, 5. Jahrgang, Heidelberg 1999, S. 55-61.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik*, 1996: Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232. Bonn.
- Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet Teil I*, 1996. Herausgegeben von der LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe, 1998.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik*, 1999: Ermittlung einer ökologisch begründeten Mindestwasserführung mittels Halbkugelmethode und Habitat-Prognose-Modell. DVWK-Schriften 123. Bonn.
- DIN 4049-1:1992-12*. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 1992.
- Dittrich, A & Scherer, M* 1996: Erfassung der Interaktion Strömungsangriff/Sohlenwiderstand mittels der FST-Halbkugelmethode, *Wasserwirtschaft* Jg. 86, 1996, H. 6, S. 296 – 300.
- Dußling, U., Berg, R.*, 2001: Fische in Baden-Württemberg: Hinweise zur Verbreitung und Gefährdung der freilebenden Neunaugen und Fische (Hrsg.: Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg). 2. Aufl. Stuttgart.
- EU, 1997: Richtlinie 92/43/EWG* des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG L 206 S. 7), geändert durch die Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27. Oktober 1997 (ABl. EG L 305 S. 42).
- Fehr, R.*, 1987: Geschiebeanalysen in Gebirgsflüssen. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich.
- Forschungsgruppe Fließgewässer*. Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg. Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse an Keuper- und Gneisbächen. Herausgegeben von der LfU Baden-Württemberg. Handbuch Wasser 2, Heft 41.
- Fuchs, U.*, 1994: Ökologische Grundlagen zur wasserwirtschaftlichen Planung von Abfluß und Morphologie kleinerer Fließgewässer. Dissertation Universität Karlsruhe.
- Gebler, J.*, 1996: Festlegung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken der Donau auf der Grundlage von Probeläufen. Untersuchung im Auftrag des Regierungspräsidiums Tübingen.
- Gentil, C.* (1999): Berechnung von Widerstandsbeiwerten naturnaher Fließgewässer. Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, TH Karlsruhe.
- Giesecke, J., Mosonyi, E.*, 2003: Wasserkraftanlagen. Springer-Verlag, Berlin.

- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit*, 1996: Mindestabfluß in Ausleitungsstrecken von kleinen Wasserkraftanlagen in Hessen., Wiesbaden.
- 
- Hoffmann, R., Berg, R., Blank, S., Dehus, P., Grimm, R., Rösch, R.*, 1995: Fische in Baden-Württemberg: Gefährdung und Schutz (Hrsg.: Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg). Stuttgart.
- 
- Ihringer, J., Becker, R., Brunner, R., Harlos, S., Kiefer, H., Merz, R., Neff, H.-P., Luft, G., Marusic, D., Höning, U., Casper, M.*, (Bearb.), 1999: Hochwasserabfluss-Wahrscheinlichkeiten in Baden-Württemberg. Karlsruhe: LfU Baden-Württ. 1999 (Oberirdische Gewässer / Gewässerökologie 54).
- 
- Jorde, K.*, 1997: Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. Heft 90, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart. Stuttgart.
- 
- Jorde, K., Schneider, M., Zöllner*, 1999: Ökologisch begründete Mindestwasserregelungen. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Veranstaltungen 2/2000, Wasserbewirtschaftung an den Bundeswasserstraßen - Probleme, Methoden, Lösungen - Kolloquium am 14./15. September 1999, Koblenz, Berlin, S. 203-224.
- 
- Käss, W.*, 1992: Geohydrologische Markierungstechnik. In: Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 9. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart 1992.
- 
- Kilian, T.*, 1998: Abflußcharakteristika und potentiell natürliche Gerinnegrundrißformen von Fließgewässern in den verschiedenen Regionen Hessens. Mitteilung Nr. 100, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Hochschule Darmstadt, Darmstadt.
- 
- Klepser, H.*, 1996: Ökologische Aspekte bei der Errichtung von Kleinwasserkraftanlagen. In: Regenerative Energieanlagen erfolgreich planen und betreiben. Verein Deutsche Ingenieure, Berichte 1236, Düsseldorf, S. 125-132.
- 
- Klepser, H.-H., Reitter, E., Kiefer, E.-M.*, 2002: Umweltfreundliche Wasserkraft – ein positives Einzelbeispiel. Wassertriebwerk 2/2002, S. 50-52.
- 
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*, 1978: Pegelvorschrift. Hannover, Bonn.
- 
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*, 2001: Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und zur Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- 
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU)* (Hrsg.), 1994: Übersichtskartierung des morphologischen Zustands der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1992/93, Übersichtskarte 1:350000. Handbuch Wasser 2, Heft 15.
- 
- LfU* (Hrsg.), 2000.: Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit – Raue Rampen und Verbindungsgewässer, Heft 63. Karlsruhe.
- 
- LfU* (Hrsg.), 2002, 2003: „Hydraulik naturnaher Fließgewässer“; Oberirdische Gewässer/ Gewässerökologie, Heft 74 (Teil 1), 75 (Teil 2), 78 (Teil 3), 79 (Teil 4). Karlsruhe.
- 
- LfU* (Hrsg.), 2004: Mittlere Abflüsse und Mittlere Niedrigwasserabflüsse in Baden-Württemberg, Heft 86. Karlsruhe.
- 
- LfU* (Hrsg.), 2005, 2. Auflage: WRRL-Methodenband, Karlsruhe.
- 
- Mader, H.*, 1997: Maximal zulässige Wasserentnahme aus Fließgewässern - Dotierwasserfestlegung auf Basis abiotischer Kenngrößen. Wasserwirtschaft 87 (1997), S. 348-349.
- 
- Ministerium für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg*, 2000: Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, des Ministeriums Ländlicher Raum und des Wirtschaftsministeriums zur gesamtökologischen Beurteilung der Wasserkraftnutzung; Kriterien für die Zulassung von Wasserkraftanlagen bis 1000 kW, Neufassung vom 14. Dezember 2000, Az.: 51-8964.00.
-

- Mock, J., Schröder, W., Bohle, H.W., Träbing, K., Bobbe, T., Kilian, T., Spalthoff, G.**, 1996: Mindestabfluß in Ausleitungsstrecken von kleinen Wasserkraftanlagen in Hessen - Untersuchungsphasen I bis III. Studie im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit. Technische Hochschule Darmstadt, Institut für Wasserbau, (unveröffentlicht).
- 
- Mutz, M.**, 1989: Muster von Substrat, sohlennaher Strömung und Makrozoobenthos auf der Gewässersohle eines Mittelgebirgsbaches. Dissertation Universität Freiburg (Breisgau).
- 
- Naudascher, E.**, 1992: Hydraulik der Gerinne und Gerinnebauwerke. Springer; Wien, New York.
- 
- Pabstmann, U., Prüß, M. Büttner, U.**, 1998: Das Abflussregime als Grundlage für ökologisch begründete Mindestwasserabflüsse für Ausleitungsstrecken von Kleinwasserkraftanlagen. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 42, Heft 5. Koblenz, S. 195-200.
- 
- Quast, J., Ritzmann, A., Thiele, V., Träbing, K.**, 1997: Ökologische Durchgängigkeit kleiner Fließgewässer. In: Steinberg, C., Calmano, W., Klapper, H., Wilken, R.-D., (Hrsg): Handbuch Angewandte Limnologie. Loseblatt Ausgabe, 4. Ergänzungslieferung. ecomed. Landsberg am Lech.
- 
- Scherer, M.**, 1999: Typisierungskonzept zur Festlegung einer ökologisch begründeten Mindestwassermenge. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, Heft 203. Karlsruhe.
- 
- Schmedtje, U.**, 1995: Beziehungen zwischen der sohlennahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos in Fließgewässer. Dissertation Universität Innsbruck.
- 
- Schneider, M., Giesecke, J., Zöllner, F.**, 2001: CASIMIR - Hilfsmittel zur Mindestwasserfestlegung unter Berücksichtigung von Ökologie und Ökonomie. Wasserwirtschaft, Jahrgang 2001, Heft 10.
- 
- Schneider, M.** (2001): Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. - Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 108, Universität Stuttgart, Eigenverlag, Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Stuttgart.
- 
- Schröder, R.C.M.**, 1994: Technische Hydraulik. Springer; Berlin, Heidelberg, New York.
- 
- Staatsanzeiger Hessen** Nr. 2, 2003: Regelung über den in einem Fließgewässer zu belassenden Mindestabfluss bei der Entnahme und Wiedereinleitung von Wasser.
- 
- Statzner, B., Müller, R.**, 1989: Standard hemispheres as Indicators of Flow Characteristics in Lotic Benthos Research. Freshwater Biology 21.
- 
- Statzner, B., Kohmann, F., Schmedtje, U.**, 1990: Eine Methode zur ökologischen Bewertung von Restabflüssen in Ausleitungsstrecken. Wasserwirtschaft 80.
- 
- Träbing, K.**, 1995: Ökomorphologische Kenngrößen für die Strukturvielfalt von Fließgewässern. Mitteilung Nr. 96, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Hochschule Darmstadt, Darmstadt.
- 
- Träbing, K.**, 1997: Mindestabfluß und lineare Durchgängigkeit. Wasserwirtschaft 87 (1997), Heft 7-8, S. 360-361.
- 
- Träbing, K., Hering, D., Kilian, T., Korte, E.**, 1997: Nachhaltige lineare Durchwanderbarkeit als wasserwirtschaftliche Aufgabe. Wasser und Boden 49, Heft 11/1997, S. 46-50.
- 
- Troschel, H.J.**, 2001: Fischökologische Aspekte bei der Erarbeitung des Mindestabflussleitfadens der LfU, Studie im Auftrag des FFS Langenargen (unveröffentlicht).
- 
- Uhrmeister, B., Reiff, N. Falter, R.**, 1998: Rettet unsere Flüsse. Pollner Verlag, Oberschleißheim.
- 
- Universität Stuttgart**, 1/2003: Technischer Bericht 1/03 - CASiMiR Untersuchung an der Wasserkraftanlage Alfredstal (Donau).
- 
- Winzen, K.** (1996): Einfluß der Vegetation auf das Widerstandsverhalten eines Gewässerabschnittes der Murr. Vertiefungsarbeit am Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, TH Karlsruhe.
-

ABKÜRZUNG	INSTITUTION
FFS	Fischereiforschungsstelle Langenargen
GWD FS	Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein Bereich Freudenstadt
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
RP FR	Regierungspräsidium Freiburg
RP KA	Regierungspräsidium Karlsruhe
RP TÜ	Regierungspräsidium Tübingen
UNI KA	Universität Karlsruhe IWK
UNI S	Universität Stuttgart IWS

TEIL	BILDQUELLEN
Titelblatt	GWD FS
A Zum Leitfaden	1-3 LfU, 4 GWD FS
B Ermittlung von Mindestabflüssen in Baden-Württemberg	1-2 LfU, 3 UNI KA, 4-5 RP KA, 6 FFS, 7 LfU, 8-9 RP FR, 10 LfU, 11-15 RP FR, 16-17 UNI S
C Konstruktive Möglichkeiten der Abflussregulierung, Strukturverbesserung in Ausleitungsstrecken und Verbesserung der Leitströmung	1 H. Grohe, 2 RP FR, 3 Uni KA, 4 LfU, 5 Uni KA, 6 RP TÜ; 7-8 LfU, 9 RP TÜ, 10-11 Büro Geitz, 12-15 UNI S
D Empfehlung zum Betrieb und zu Erfolgskontrollen	1-3 LfU, 4 RP TÜ, 5 LfU
Anh. 1 Repräsentative Beispiele in Baden-Württemberg	1-2 LfU 1 1-7 UNI KA, 8 LfU 2 1-3 UNI KA, 4-6 RP S, 7-8 UNI KA, 9 LfU 3 1-3 UNI KA, 4 LfU, 5-7 UNI KA, 8 LfU 4 1-4 UNI KA, 5 RP TÜ, 6 LfU 5 1-3 LfU 4-5 UNI S, 6-7 LfU, 8 UNI S, 9 LfU, 10-11 UNI S 6 1-3 UNI KA, 4 RP FR, 5-6 UNI KA, 7 LfU 7 1-4 UNI KA, 5-7 RP FR, 8-9 UNI KA, 10 LfU 8 1-4 UNI KA, 5 RP FR, 6 UNI KA, 7 LfU 9 1-21 UNI KA, 22 LfU 10 1 GWD FS, 2-5 LfU
Anh. 2 Statistische Ermittlung hydrologischer Werte wie MNQ anhand von Pegelauswertungen	1-9 UNI KA
Anh. 3 Anforderungsprofile von Indikator-Fischarten	FFS
Anh. 4 Das Softwarepaket CASiMiR	1-6 UNI S
Anh. 5 Weitere Verfahren zur Mindestabflussermittlung	UNI KA
Anh. 6 Formblätter	UNI KA



# Anhang



# Anhang 1

## REPRÄSENTATIVE BEISPIELE IN BADEN-WÜRTTEMBERG

In diesem Anhang werden die erläuterten Vorgehensweisen zur Ermittlung des Mindestabflusses an Ausleitungsstrecken beispielhaft angewandt. Die typischen Eigenschaften bezogen auf Gewässergröße, Hydrologie und Morphologie wurden berücksichtigt. Da die Niedrigwasserregionalisierung für die Bearbeitung noch nicht vorlag, wurden die hydrologischen Daten anhand des klassischen Verfahrens ermittelt (Kapitel B 2).

Am Fallbeispiel Murr handelt es sich um die Betrachtung eines fiktiven Standorts für eine Wasserkraftanlage. Für diese war daher keine experimentelle Freilanduntersuchung möglich, sondern es wurde statt dessen eine hydrodynamisch-numerische Berechnung der Wasserspiegel-lagen durchgeführt.

Bei der Abfolge der Beispiele wurden zuerst das Hauptgewässereinzugsgebiet und dann die Fischregionen berücksichtigt. Die Angaben der Fischregionen in Tabelle 1 sind für die Ermittlung des Mindestabflusses mit Hilfe der Indikatorfische nach Anhang 3 erforderlich. Die Beispiele können hier nur in Kurzform abgehandelt werden. Umfangreiche Untersuchungsunterlagen liegen den Ausführungen zugrunde.

Die Beispiele 1 bis 8 sind gleichartig aufgebaut:

1. Beschreibung der Anlage, Bestandsaufnahme und Messungen
2. Ermittlung des Mindestabflusses gemäß Kapitel B
3. Vergleich mit anderen Verfahren nach Anhang 5

In den Beispielen 2 und 5 sind die Energieeinbußen ermittelt. Beispiel 9 weicht vom Vorgehen ab, da hier auszugswise ein Gutachten wiedergegeben wird. Das Beispiel ist aufgeführt, da es sich um eine große Wasserkraftanlage handelt und Dotationsversuche durchgeführt wurden. Beispiel 10 zeigt eine Anlage, welche ein Ausleitungskraftwerk war und nach dem Umbau nun ein Flusskraftwerk ist.

Die Ergebnisse werden in verfahrens-übergreifenden Diagrammen gegenübergestellt (Abb. 1). Dabei werden die verschiedenen Verfahren durch unterschiedliche Farben markiert. Für Methoden, die ein Intervall vorschlagen, werden der untere und der obere Wert abgebildet. Die Mindestabflüsse werden relativ zum mittleren jährlichen Niedrigwasserabfluss MNQ dargestellt, da dieser ein erster gewässertypischer Wert ist und zusätzlich eine erste Abschätzung der Erzeugungseinbußen zulässt.

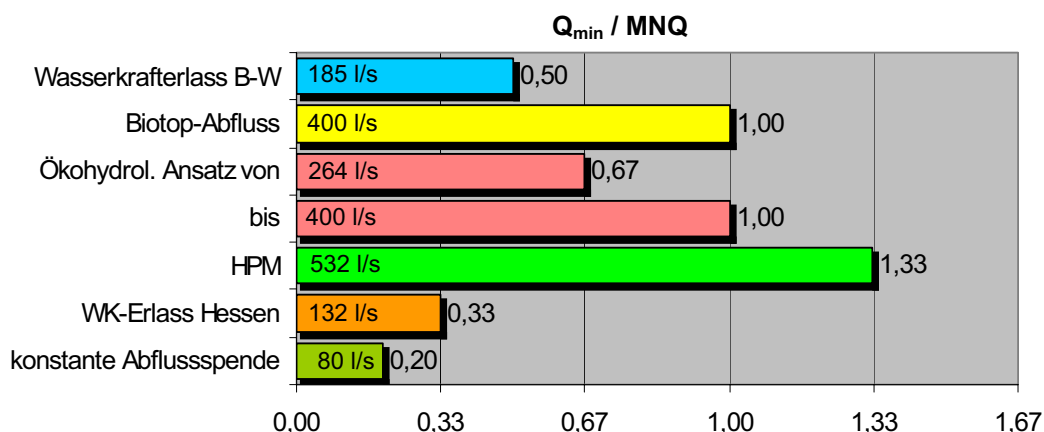


Abbildung 1: Aufbau des Ergebnisvergleichs  $Q_{min} / MNQ$  und  $Q_{min}$  in l/s

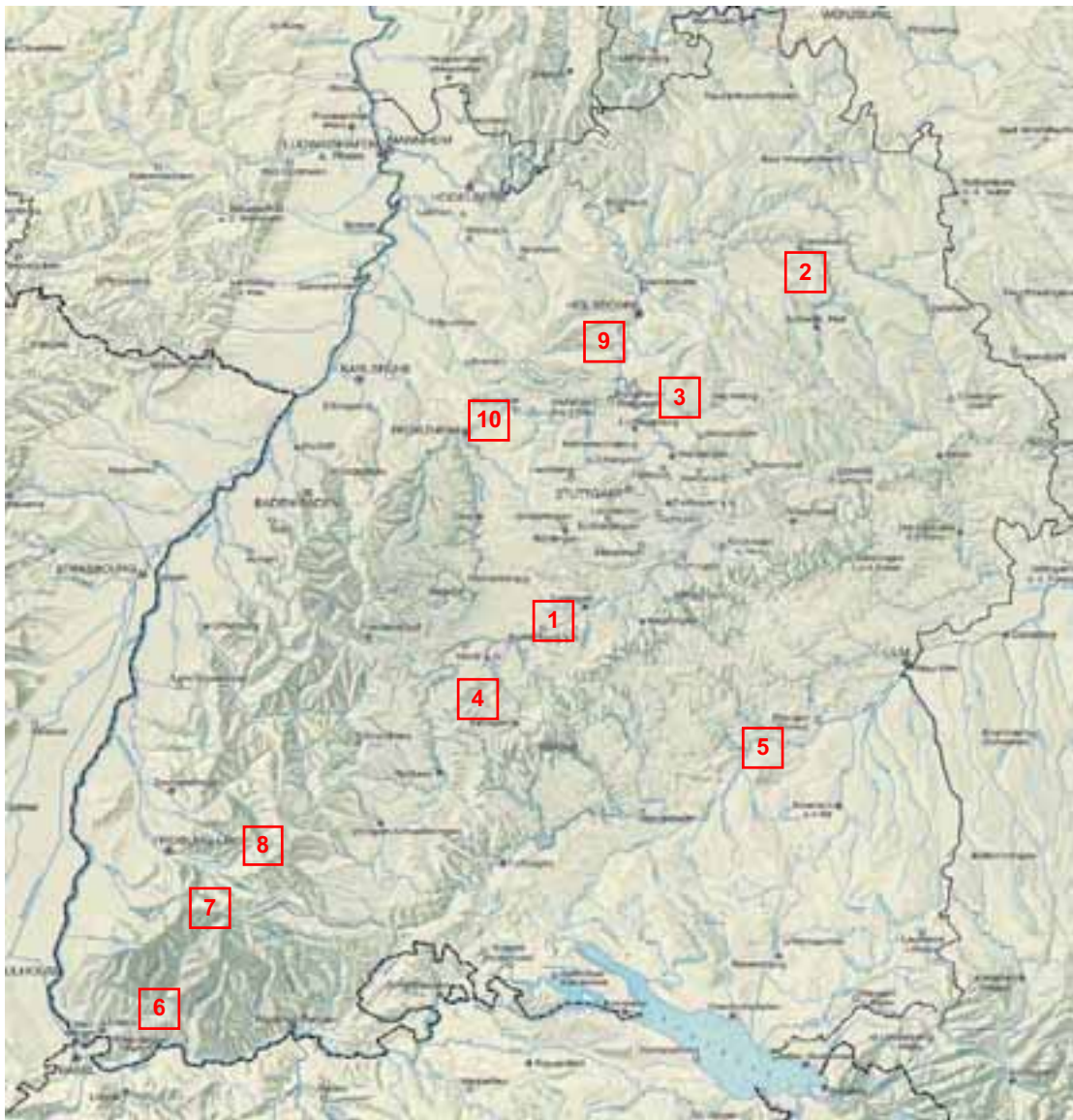


Abbildung 2: Lageskizze

Tabelle 1: Übersicht der Beispiele

Nr.	Gewässer	Bezeichnung	Gemeinde	Fischregion	EZG [km <sup>2</sup> ]	MNQ [m <sup>3</sup> /s]	$Q_{min}$ nach Kapitel B [l/s]	$Q_{min}/$ MNQ
1	Neckar	Rappenberghalde	Tübingen	Äschen	1900	5,80	2300	0,40
2	Kocher	Buchenmühle	Künzelsau	Barben	1281	2,80	500 vom 16.10. bis 14.3. 700 vom 15.3. bis 15.10.	0,18 0,25
3	Murr	(Fiktive Anlage)	Steinheim	Barben	506	1,90	2500	1,31
4	Stunzach	Pelzmühle	Rosenfeld	Obere Forellen	17	0,03	92	2,96
5	Donau	Alfredstal	Obermarchtal	Äschen	3560	9,00	3000	0,33
6	Wiese	Maulburg	Maulburg	Äschen	314	1,75	1000	0,57
7	Brugga	Oberried	Oberried	Obere Forellen	40	0,37	185	0,50
8	Rotbach	Höllental	Breitnau	Obere Forellen	25	0,11	144	1,33
9	Neckar	Horkheim	Horkheim	Barben	8030	25,70	8430	0,33
10	Enz	Niefern	Niefern	Äschen	1506	5,23	2000 vom 1.7. bis 28.2. 2580 vom 1.3. bis 30.6.	0,38 0,49

# 1 KRAFTWERK RAPPENBERGHALDE / NECKAR

## 1.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

### Topographie / Lage

Die Wasserkraftanlage Rappenberghalde befindet sich am Neckar oberhalb von Tübingen. Das Krafthaus befindet sich zwischen Hirschau und Tübingen.

### Hydrologie

Die hydrologischen Daten, die der Berechnung zugrunde liegen, stammen aus den Jahren 1931 bis 1999. Der Pegel Horb liegt oberstrom der WKA und hat ein Einzugsgebiet von 1115 km<sup>2</sup>. Ausgehend von der Größe des Einzugsgebietes der Anlage Rappenberghalde mit 1900 km<sup>2</sup> wurden die Daten aus der Aufzeichnung des Pegels linear übertragen. Diese sind in den folgenden angeführten Abbildungen zusammenfassend dargestellt.

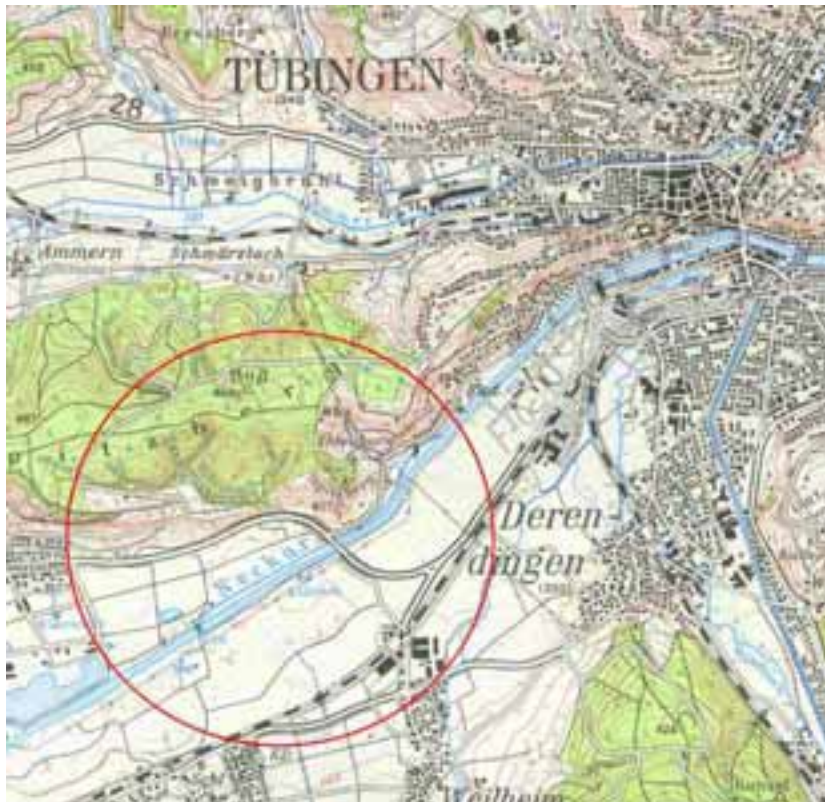


Abbildung 1.1: Neckar, Lageskizze aus TK L 7520 Tübingen

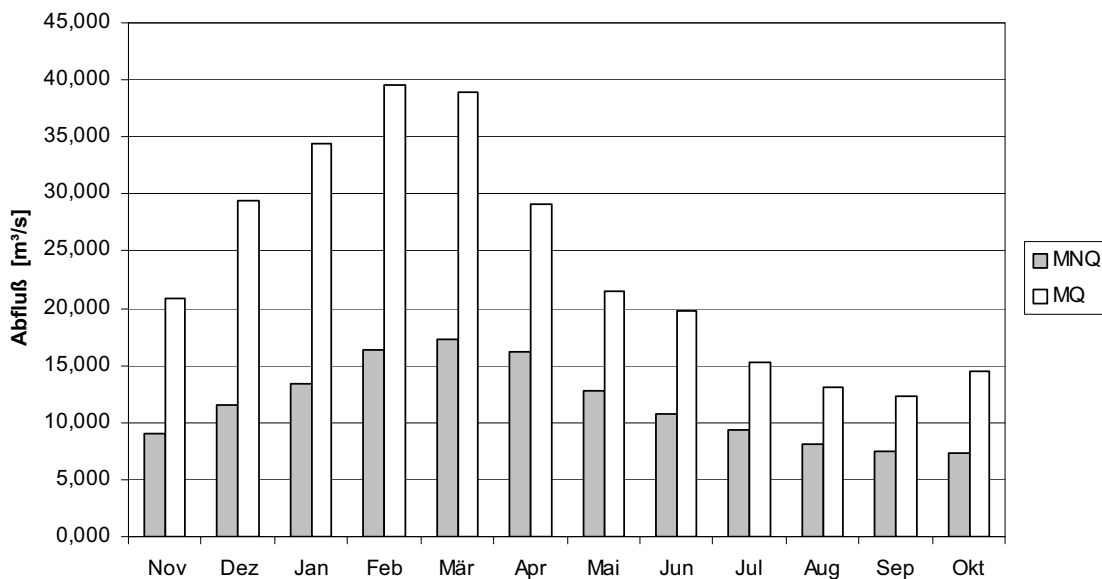


Abbildung 1.2: MQ und MNQ am WKA Rappenberghalde 1931-1999



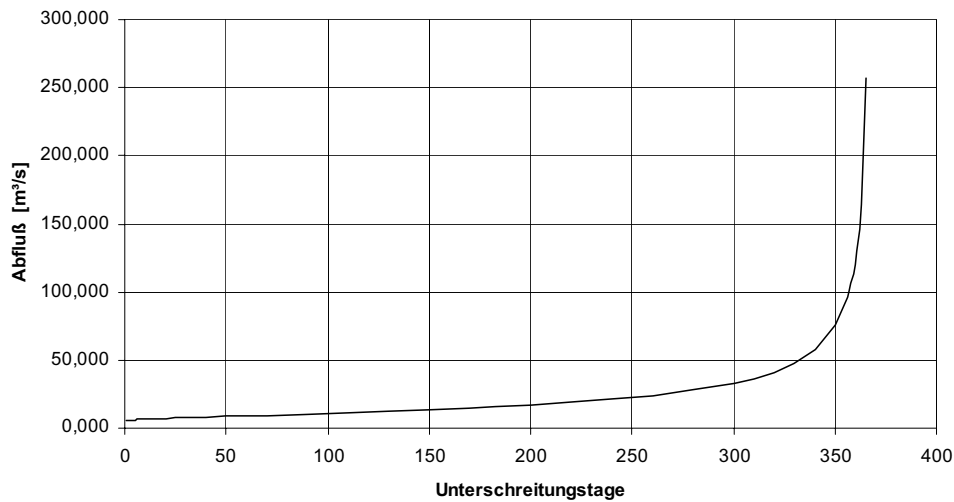


Abbildung 1.3: Abflussdauerlinie Neckar Stand 1999

Tabelle 1.1: Hydrologische Kennzahlen Neckar

<b>WKA Hirschau 1931/ 1999</b>	Winter	Sommer	Jahr	Datum
<b>NQ</b>	1,755	1,908	1,755	05.11.1962
<b>MNQ</b>	7,940	6,458	5,759	
<b>MQ</b>	32,034	16,102	24,025	
<b>MHQ</b>	251,932	131,840	270,207	
<b>HQ</b>	676,169	518,222	676,169	15.12.1990

## Morphologie

Die Ausleitungsstrecke ist morphologisch stark verändert. Sie ist über ihre gesamte Länge von 1800 m begradigt und weist über den größten Teil ihres Verlaufs eine nahezu konstante Tiefe und Gewässerbreite auf. Die Böschungen sind durch Rasengittersteine und gezielt gesetzten Bewuchs befestigt. Es besteht nur eine geringe Breitenvarianz bei einer mittleren Gewässerbreite von ca. 25 m. Die Strecke hat eine fast durchgängig vorhandene Kiessohle, die jedoch in den staubeinflussten Bereichen Feinsedimentauflagerungen aufweist



Abbildung 1.4: Ausleitungsstrecke Rappenberghalde, raue Rampe im oberen Streckenbereich

Das mittlere Gefälle der Ausleitungsstrecke von ca. 2 ‰ ist auf zwei Sohlbauwerke konzentriert. Dies sind eine raue Rampe (Abb. 1.4) dicht unterhalb des Ausleitungswehrs sowie ein altes Betonwehr kurz oberhalb der Rückleitung des Betriebskanals. Beide Bauwerke stauen ihre Oberwasserbereiche ein, daher besteht im größten Teil der Ausleitungsstrecke nur eine sehr geringe Strömungsgeschwindigkeit und -diversität.

Das Wehr an der WKA Rappenberghalde besteht aus zwei großen Segmentschützen. Es ist mit einer Fischaufstiegsanlage ausgestattet, die jahreszeitabhängig mit einer Wassermenge von 300 l/s bis 500 l/s gespeist wird.



Abbildung 1.5: Fischaufstiegsanlage am Ausleitungswehr WKA Rappenberghalde

### Hydraulik

Die Geschwindigkeiten ( $u_m$ ) wurden durch Flügelmessungen aufgenommen. Gleichzeitig wurde der maximale Wasserstand ( $h_{max}$ ) gemessen. Bei den Messungen in der Ausleitungstrecke traten aufgrund der langen Anpassungsdauer bei veränderlichen Abflüssen Probleme auf. So wurde der erste Abfluss bei noch steigendem Wasserstand gemessen und kann somit nicht mit in die Berechnungen des Abflusses ( $Q$ ) eingehen. In der Tabelle sind daher nur 2 Messungen dargestellt.

Tabelle 1.2: Ergebnis der hydraulischen Messungen

$Q$ [m <sup>3</sup> /s]	$u_m$ [m/s]	$h_{max}$ [m]
3,47	0,48	0,5
2,08	0,39	0,34

Der wasserrechtlich festgelegte Mindestabfluss am Kraftwerk Rappenberghalde in Höhe von 1.500 l/s (0,27 MNQ) ist historisch bedingt.

### 1.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des **Wasserkrafterlasses Baden-Württemberg** erfolgt durch die örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 1.920 l/s) unter Berücksichtigung ökologischer Kriterien nach der in Kapitel B beschriebenen Vorgehensweise:

#### 1. Fischökologische Zuordnung

Der Neckar bei Tübingen ist natürlicherweise der

Äschenregion zuzuordnen. Da das Gewässer aber auch in der weiteren Umgebung des Kraftwerkstandortes staureguliert ist, sind die Rahmenbedingungen der Äschenregion derzeit nur in kurzen, freifließenden Strecken vorhanden oder - durch eine ausreichende Mindestabflusdotierung - herstellbar. In den überwiegenden staubeeinflussten Bereichen kommen dagegen vor allem die Arten der Barbenregion vor. Da auf absehbare Zeit keine grundsätzliche Änderung der Bedingungen im Neckar bei Tübingen zu erwarten ist, zählen daher in diesem Bereich sowohl die Arten der Äschen- wie auch der Barbenregion zur natürlichen Fischfauna.

#### 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Für die Überprüfung und Festlegung des Mindestabflusses sind die Habitatansprüche von Äsche, Barbe und Nase zu berücksichtigen. Die weiteren in Anhang 3 genannten Indikatorarten der Äschen- und Barbenregion werden entweder nicht zur natürlichen Fischfauna des Gebietes gerechnet (Lachs) oder benötigen keine größeren Abflussmengen. Alle genannten Fischarten laichen in den Frühjahrsmonaten (April bis Juni), Barbe und Nase unternehmen ausgedehnte Laichwanderungen. Jedoch sind auch jahreszeitlich unabhängige Ortsveränderungen bis zu 5 km bekannt. Im Allgemeinen ähneln sich die Habitatansprüche der aufgeführten Indikatorfische. Für die Fließgeschwindigkeit werden Werte zwischen 0,2 bis 1,1 m/s angegeben. Um die Längsdurchgängigkeit in der Ausleitungstrecke aufrecht zu erhalten, ist eine Mindestwassertiefe von 0,3 m erforderlich. Allerdings sind auch Bereiche mit größerer Wassertiefe notwendig, um die Ausleitungstrecke als Lebensraum für die genannten Fischarten und deren verschiedene Altersstadien zu erhalten.

#### 3. Ökologischer Wert

Der ökologische Wert der Ausleitungstrecke ist durch den Ausbaugrad und den weitgehenden Einstau stark herabgesetzt. Ihre Durchwanderbarkeit wird durch das untere Querbauwerk beeinträchtigt. Fischunterstände und Deckungsstrukturen fehlen nahezu vollständig. Der Renaturierungsbedarf ist entsprechend groß. Insbesondere durch die Beseitigung der Stauräume in der Ausleitungstrecke könnte wieder ein größerer freifließender Abschnitt entstehen, der im großräumig eingestauten Neckar von hohem ökologischem Wert wäre.

#### 4. Erforderliche Teilfunktionen und Rahmenbedingungen des Lebensraums

Der Ausbau und insbesondere der großräumige Einstau des Neckars im Bereich Tübingen führte zum weitgehenden Lebensraumverlust für die gewässertypische strömungsangepasste Fischlebensgemeinschaft. Es ist daher unverzichtbar, dass die Mindestwasserführung der Ausleitungstrecke geeignete Bedingungen für alle Entwicklungs- bzw. Alterstadien (Laich, Jungfische, Adulte) der ausgewählten Indikatorarten ermöglicht. Der Mindestabfluss wird dann maßgeblich durch ganzjährig erforderliche Lebensraumfunktionen für adulte Fische bestimmt. Daher kommt eine jahreszeitliche Staffelung des Mindestabflusses hier nicht in Betracht. Zusätzlich muss die Durchwanderbarkeit der Strecke gewährleistet sein.

#### 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Eine Definition einzelner repräsentativer Bereiche für die Lebensraumfunktionen erübrigt sich, da mit dem Programmpaket „CAsiMiR“ eine ökohydraulische Simulation der Strecke erfolgt. Hierbei wird neben den Lebensraumfunktionen auch die Durchwanderbarkeit der Strecke geprüft, die an der pessimalen Schnelle besonders kritisch ist. Weiterhin ist noch die Auffindbarkeit der Ausleitungstrecke (Leitströmung) an der Rückleitung des Triebwerkkanals zu bewerten.

#### 6. Umsetzung in Abflussgrößen

Die Anwendung des Simulationsmodells „CAsiMiR“ ergibt, dass die Durchwanderbarkeit der Strecke auch an der pessimalen Schnelle bereits bei einer Wasserführung von 1.000 l/s gegeben ist. Zum Erhalt des Lebensraumes für die Indikatorfischarten sind jedoch höhere Abflüsse erforderlich. Die ökohydraulische Simulation ergibt für den Erhalt der charakteristischen Wassertiefen ein Bedarf von 1.800 l/s und für die Fließgeschwindigkeiten 2.500 l/s. Hinsichtlich der Gesamteignung des Lebensraumes ergibt die Habitatsimulation einen Mindestabfluss von 2.300 l/s (= 0,4 MNQ). Dieser Wert wird als adäquater Mindestabfluss für die Strecke angesetzt.

Der ermittelte Abfluss kann an der Rückleitung des Triebwerkkanals keine attraktive Leitströmung ausbilden, da die Strömung aus dem Kanal wegen der weitaus größeren Wasserführung deutlich überwiegt. Die Auffind-

barkeit der Ausleitungstrecke wäre jedoch auch durch eine graduelle Steigerung des Mindestabflusses kaum zu verbessern. Daher sollten an der Rückleitung des Triebwerkkanals strukturelle Anpassungen geprüft werden.

#### Prüfung zuflussabhängiger dynamischer Erhöhung

Eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung lässt keine wesentliche Verbesserung der Lebensraumfunktionen für die Indikatorarten erwarten.

#### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Die örtliche Anpassung des Orientierungswertes ergibt einen konstanten Mindestabfluss von 2.300 l/s (= 0,4 MNQ). Dieser Wert ist beim bestehenden Zustand der Ausleitungstrecke erforderlich. Damit ist der Mindestabfluss im Jahresmittel kleiner als  $\frac{1}{2}$  MNQ.

### 1.3 VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN NACH ANHANG 5

Im Zusammenhang mit dem **Biotop-Abfluss-Ansatz** muss zunächst ein Orientierungswert für den Mindestabfluss festgelegt werden, der sich nach dem Kriterium der minimalen Wassertiefen zum Erhalt der Durchgängigkeit richtet. Wasserspiegellagenmessungen in der pessimalen Schnelle (t<sub>press</sub>) zeigen, dass schon bei einem Abfluss von knapp 1.750 l/s = 0,3 MNQ die erforderliche Mindestdiefe von 0,3 m für den Erhalt der Durchgängigkeit in der Barbenregion erreicht wird (Abb. 1.6). Bei einer weiteren Plausibilitätsprüfung wird dieser Wert bestätigt, da die geforderte mittlere Querschnittsgeschwindigkeit von 0,3 m/s schon bei 1.100 l/s (0,19 MNQ) eingehalten wird. Der Mindestabfluss  $Q_{\text{Min}}$  in der Zeit zwischen August und April beläuft sich demnach auf 1.750 l/s (0,3 MNQ).

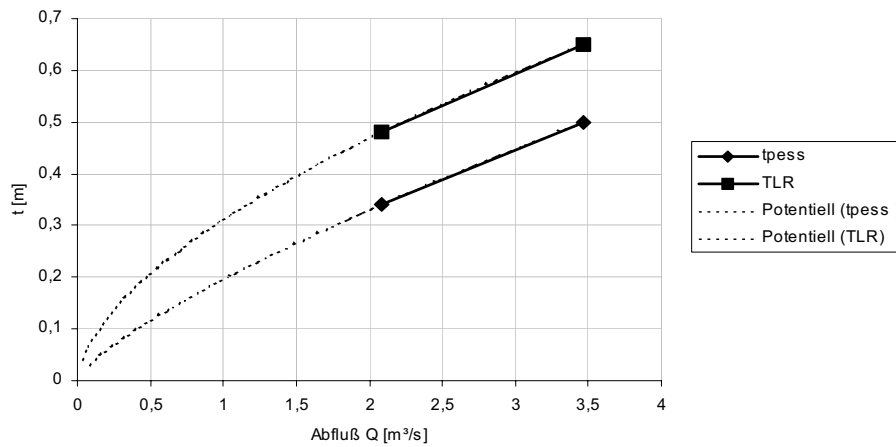


Abbildung 1.6: Wassertiefen Ausleitungsstrecke Rappenbergschalde, Neckar

Die Abflussdynamisierung nach Empfehlung der LAWA [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, 2001 - Biotop-Abfluss-Ansatz] erfolgt über die Untersuchung der mittleren Wassertiefen im Talweg (TLR). Unter Einhaltung des Mindestwertes von 0,6 m in der Barbenregion erhält man einen Abfluss von 3.000 l/s = 0,52 MNQ. Dieser wird als  $Q_{\min}$  (LR) festgelegt und in den Monaten Mai bis Juli an die Ausleitungsstrecke abgeben.

Die Ergebnisse des Abfluss-Biotop-Ansatzes liefern plausible Werte, deshalb ist nach dem Verfahrensvorschlag LAWA 2001 keine weitere Bearbeitung erforderlich. Der im Folgenden angewendete ökohydrologische Ansatz wird nur aus Gründen des methodischen Vergleichs eingesetzt.

Der ökohydrologische Ansatz ergibt einen Orientierungswert  $Q_{\min}$  von MNQ = 5.759 l/s. Nach der Plausibilitätsprüfung an der pessimalen Schnelle wird die geforderte Mindesttiefe  $T_{\min}$  von 0,3 m bei einem Abfluss von 1.750 l/s eingehalten. Eine Erhöhung des Orientierungs-

wertes  $Q_{\min}$  ist somit nach diesem Ansatz nicht notwendig.

Die Abflussdynamisierung soll laut Empfehlung der LAWA 2001 - ökohydrologischer Ansatz mittels des MNQ<sub>Sommer</sub> - Wertes erfolgen. Da sich dieser Wert von 6.458 l/s (1,1 MNQ) nicht lebensraumwirksam von  $Q_{\min}$  unterscheidet, wird die Dynamisierung mit Hilfe des Mittels der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse in der Laich- und Entwicklungsmonaten durchgeführt. Somit beträgt der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  in der Laich- und Entwicklungsphase der Barbe in Anlehnung an den ökohydrologischen Ansatz  $11 \text{ m}^3/\text{s} = 1,9 \text{ MNQ}$ .

Bei der Anwendung des **Habitat-Prognose-Modells** war es nicht möglich, einen signifikanten Wert für einen Mindestabfluss am Neckar in Hirschau festzulegen. Die in Abb. 1.7 dargestellten Graphen weisen keinen eindeutigen Knick auf, bei dem ein sprunghafter Anstieg einer Individuenart erkennbar wäre.

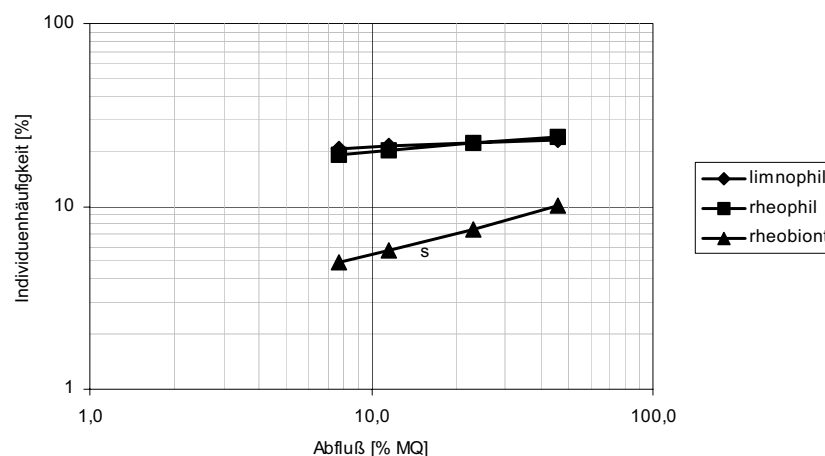


Abbildung 1.7: Mindestabfluss nach HPM, Neckar Hirschau

Aufgrund der Tatsache, dass das Einzugsgebiet der WKA Rappenberghalde am Neckar mit 1900 km<sup>2</sup> weit größer ist als 50 km<sup>2</sup>, beläuft sich der Orientierungswert eines Mindestabflusses in Anlehnung an den Wasserkrafterlass Hessen auf 0,33 MNQ. Das entspricht einem Abfluss von 1.920 l/s.

Bei der Anpassung des Orientierungswertes wird von einer mittleren mindestwasserrelevanten Strukturgröße der Ausleitungsstrecke ausgegangen, wobei sich die Beschat-

tung aufgrund der zukünftigen Entwicklung des Uferbewuchses verbessern dürfte. Gesamtheitlich ergeben sich hieraus keine relevanten Zu- noch Abschläge zum Orientierungswert, somit beläuft sich der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  auf 1.920 l/s =  $\frac{1}{3}$  MNQ.

Der Mindestabfluss, dem eine konstanten Abflusspende von 2 l/(s km<sup>2</sup>) zugrunde liegt, beträgt 3.800 l/s, was etwa  $\frac{2}{3}$  MNQ entspricht.

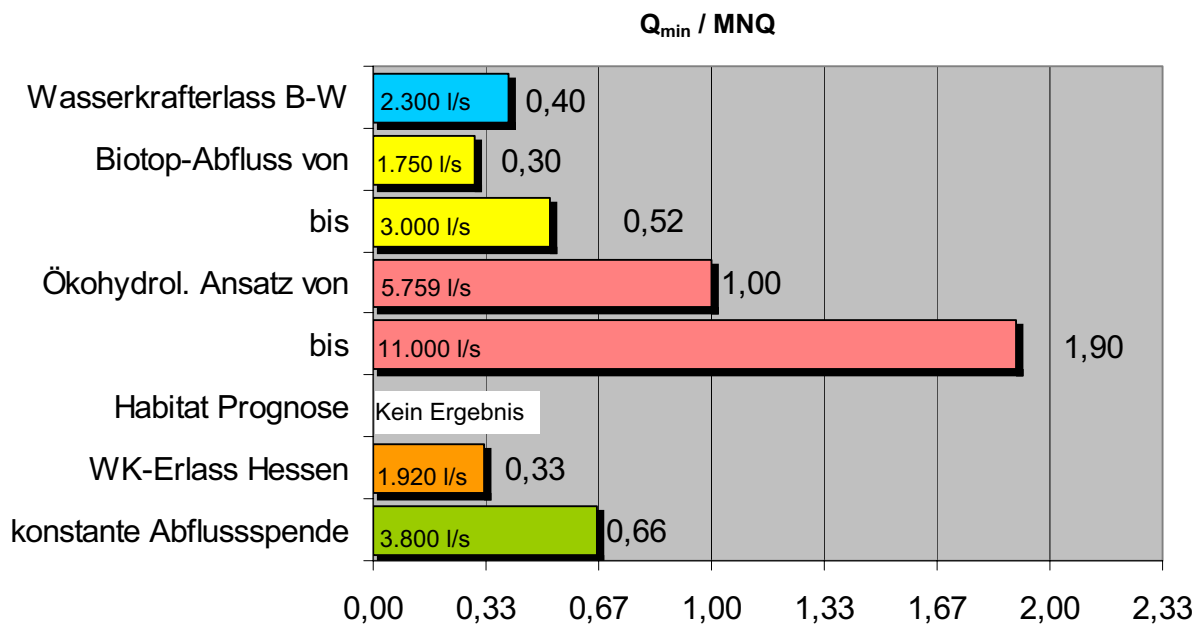


Abbildung 1.8: Mindestabflüsse nach verschiedenen Verfahren, Rappenberghalde / Neckar



## 2 KRAFTWERK BUCHENMÜHLE / KOCHER

### 2.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

#### Topographie / Lage

Mit einem mittleren jährlichen Abfluss von  $MQ = 16,5 \text{ m}^3/\text{s}$  bei Kocherstetten ist der Kocher zu den mittelgroßen Gewässern zu zählen. Der Schwarze Kocher, mit sei-

nem Ursprung in Oberkochen auf einer Höhe von ca. 500 m über dem Meeresspiegel, und der Weiße Kocher, mit seinem Ursprung östlich von Unterkochen auf einer Meereshöhe von ca. 520 m, fließen in Unterkochen zusammen und bilden den Kocher, der bei Bad Friedrichshall in den Neckar mündet. Die hier betrachtete WKA Buchenmühle befindet sich zwischen Kocherstetten und Morsbach bei Flusskilometer 57 + 490.



Abbildung 2.1: Kocher, Lageskizze aus TK L 6724 Künzelsau

#### Hydrologie

Die Wasserkraftanlage Buchenmühle liegt direkt unterhalb des Pegels Kocherstetten mit einem Einzugsgebiet

von 1.281  $\text{km}^2$ . Die hydrologischen Daten (1925 bis 1995) wurden daher ohne Umrechnung verwendet (Abb. 2.2 und 2.3, Tabelle 2.1).

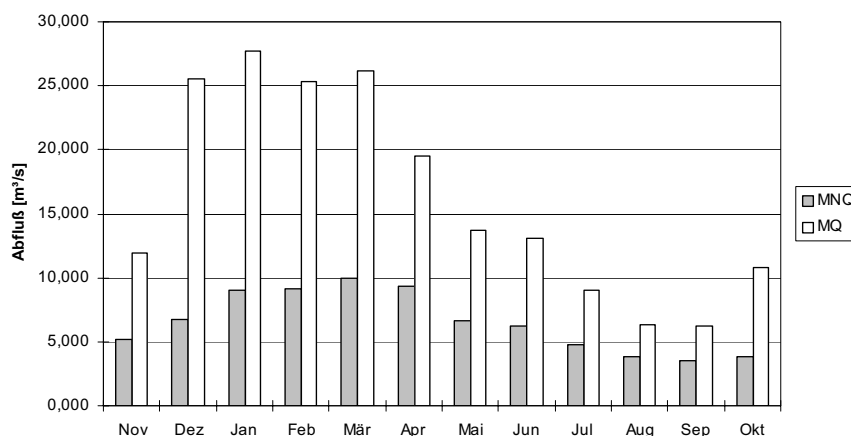


Abbildung 2.2: MQ und MNQ an der WKA Buchenmühle

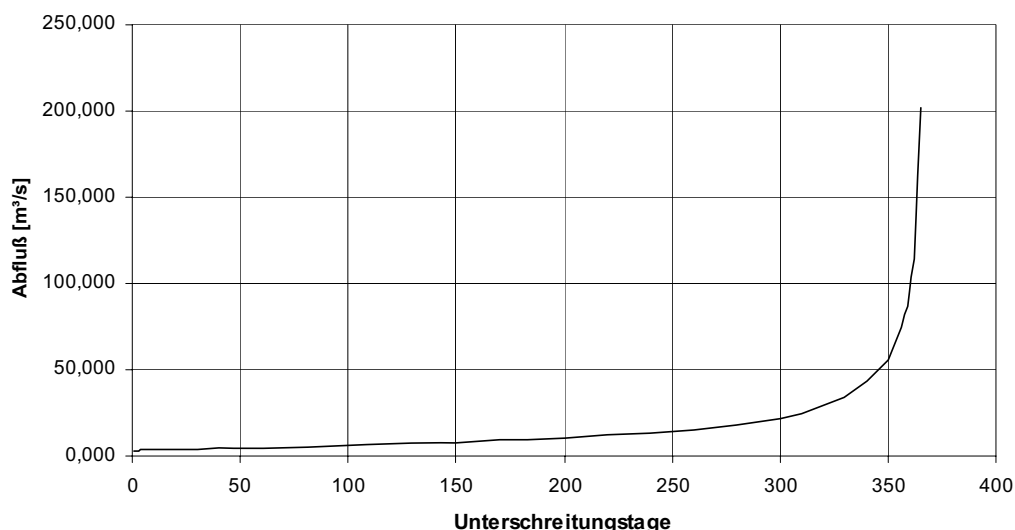


Abbildung 2.3: Abflussdauerlinie Pegel Kocherstetten

Tabelle 2.1: Kocher bei WKA Buchenmühle, Hydrologische Kennzahlen [m³/s]

<b>WKA Buchenmühle 1925/ 1995</b>	Winter	Sommer	Jahr	Datum
<b>NQ</b>	0,420	0,700	0,420	01.11.1949
<b>MNQ</b>	4,420	3,100	2,770	
<b>MQ</b>	22,400	10,600	16,500	
<b>MHQ</b>	214,000	102,000	225,000	
<b>HQ</b>	523,000	268,000	523,000	21.12.1993

### Morphologie

Die Ausleitungsstrecke ist morphologisch mäßig verändert und vielfältig strukturiert. Während die Ufer des Mittelwasserbettes streckenweise begradigt und befestigt wurden, erfolgten keine Eingriffe in die Gewässersohle. Im Streckenverlauf wechseln flache Schnellen mit tiefen Gumpen in unregelmäßigen Abständen ab. Dabei nehmen die frei fließenden Abschnitte ca. ein Drittel der Strecke ein. Die Gewässersohle besteht aus steinigen und kiesigen Ablagerungen mit mächtigen Kiesbänken im Bereich der Furten. Sie weist streckenweise eine ausgeprägte Deckschicht auf.

### Hydraulik

Die im Folgenden verwendeten hydraulischen Daten wurden im Rahmen von Dotationsversuchen in der Ausleitungsstrecke erhoben. Dabei wurden im Jahr 1993 Messungen u. a. in einem besonders flachen, rasch durchströmten Bereich (pessimale Schnelle) bei Flusskilometer 57 + 710 durchgeführt. Die Ergebnisse sind Tabelle 2.2

zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 2.2: Ergebnisse der hydraulischen Messung an der pessimalen Schnelle

$Q$ [m³/s]	$u_m$ [m/s]	$h$ [m]
0,077	0,1	0,14
0,284	0,11	0,42
0,532	0,19	0,42
0,925	0,24	0,54
1,191	0,37	0,52
2,169	0,43	0,57

### 2.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des **Wasserkrafterlasses Baden-Württemberg** erfolgt durch örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 925 l/s) unter Anwendung ökologischer Kriterien nach den in Kapitel B beschriebenen Schritten.

### 1. Fischökologische Zuordnung

Der Kocher ist im Gebiet der Buchenmühle ein Gewässer der Barbenregion im Neckareinzugsgebiet. Barbe und Nase zählten dort historisch zu den häufigen Fischarten. Sie sind auch nach den Ergebnissen aktueller Bestandserhebungen typisch für diesen Bereich. In den vergangenen Jahren wurden in der Ausleitungsstrecke und ihrer Umgebung insgesamt 23 Fischarten nachgewiesen. Die natürliche Fischfauna des Gebietes ist, insbesondere was die rheophilen Arten betrifft, noch nicht vollständig vorhanden, jedoch können die Ursachen für das Fehlen einzelner Arten in diesem Rahmen nicht spezifisch betrachtet werden.

### 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Im Hinblick auf die Festlegung eines adäquaten Mindestabflusses sind hier die Habitatansprüche aller Altersstadien der Barbe und der Nase entscheidend. Für diese Indikatorarten der Barbenregion sind die ökologischen Anforderungsprofile im Anhang 3 (C2 und C3) beschrieben. Zur Gewährleistung der Durchwanderbarkeit ausgedehnter Flachwasserstrecken wird dort eine Wassertiefe von mindestens 0,3 m genannt.

### 3. Ökologischer Wert

Der ökologische Wert der Ausleitungsstrecke wird insbesondere durch die im Bereich der großflächigen Kiesablagerungen vorhandenen, hochwertigen Laich- und Jungfischhabitate für die rheophilen Arten geprägt. Innerhalb der Strecke sind auch Teillebensräume für adulte, größere Fische vorhanden. Diese Fische finden jedoch auch in den angrenzenden Gewässerabschnitten in größerem Umfang geeignete Habitate. Aufgrund der vorhandenen Strukturvielfalt ist der Renaturierungsbedarf für diese Strecke vergleichsweise gering.

### 4. Erforderliche Teilfunktionen und Rahmenbedingungen des Lebensraumes

Die Definition der innerhalb der Ausleitungsstrecke erforderlichen Rahmenbedingungen des Lebensraums beinhaltet insbesondere die Durchwanderbarkeit und die großflächige Eignung als Laich- und Jungfischhabitat für Barbe und Nase. Es wird davon ausgegangen, dass bei Berücksichtigung dieser Vorgaben auch die Lebensraumansprüche der vorkommenden Kleinfischarten ausreichend

erfüllt werden. Auch die Habitatanforderungen adulter Barben und Nasen sind hier zu berücksichtigen, jedoch wird ihnen ein geringerer Stellenwert eingeräumt, da außerhalb der Ausleitungsstrecke in großem Umfang geeignete Bereiche vorhanden sind.

### 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Als repräsentativer Bereich für die Festlegung des Mindestabflusses wurde das Areal an der pessimalen Schnelle ausgewählt. Diese hat gleichzeitig einen hohen Wert als Laich- und Jungfischhabitat. Zusätzlich wurden auch ein langsam durchströmter, tieferer Abschnitt im Hinblick auf die Verfügbarkeit von Habitaten für adulte Fische sowie der Rückleitungsbereich des Unterwasserkanals hinsichtlich der Leitströmung aus dem Mutterbett betrachtet.



Abbildung 2.4: Darstellung des Dotationsversuches an der pessimalen Schnelle bei einem Abfluss von 284 l/s



Abbildung 2.5: Darstellung des Dotationsversuches an der pessimalen Schnelle bei einem mittleren Abfluss von 532 l/s



Abbildung 2.6: Darstellung des Dotationsversuches an der pessimalen Schnelle bei einem mittleren Abfluss von 925 l/s

## 6. Umsetzung in Abflussgrößen

Die Dotationsversuche wurden mit verschiedenen Abflüssen zwischen 77 und 2.169 l/s durchgeführt (Tab. 2.2). Die Abbildungen 2.4 bis 2.6 zeigen die Verhältnisse im Bereich der Kiesablagerungen an der pessimalen Schnelle bei drei unterschiedlichen Abflüssen.

Wie Abbildung 2.8 zeigt, würde bereits ein Abfluss von ca. 200 l/s ausreichen, um die Durchwanderbarkeit der pessimalen Schnelle zu ermöglichen. Die Abbildung 2.4 und Tabelle 2.2 zeigen aber, dass die Strecke dann sogar an der pessimalen Schnelle ihren strömungsgeprägten Charakter verlieren würde. Auch wäre bei diesem Abfluss die Auffindbarkeit der Ausleitungsstrecke an der Rückleitung des Triebwerkkanals nicht gegeben. Zur ganzjährigen Aufrechterhaltung des Fließgewässercharakters sind zumindest Abflussverhältnisse erforderlich, wie sie etwa dem in Abbildung 2.5 dargestellten Zustand entsprechen. Daher wird für die Ausleitungsstrecke ein Mindestabfluss von 500 l/s (= 0,18 MNQ) festgelegt. Wie langjährige Erfahrungen zeigen, sind bei diesem Abfluss außerhalb der Schnellen in begrenztem Umfang auch nutzbare Standorte für größere, adulte Fische vorhanden. Die besonders wichtige Funktion der Ausleitungsstrecke als Laich- und Jungfischhabitat wird aber bei diesem Abfluss nicht gewährleistet. Sie kann, in diesem besonderen Fall, über einen jahreszeitlich gestaffelten Abfluss sichergestellt werden.

Die Dotationsversuche zeigten deutlich die abflussabhängige Verfügbarkeit von Laich- und Jungfischhabitaten. Bereiche mit der nach Anhang 3 erforderlichen Tiefe und

Strömungsgeschwindigkeit waren in ausreichender Fläche erst ab einem Abfluss von ca. 700 l/s (= 0,25 MNQ) vorhanden. Dieser Abfluss ist daher zur Zeit der Reproduktion und in der Aufwuchsphase der Jungfische erforderlich. Somit wird der Mindestabfluss im Zeitraum zwischen dem 15. März und dem 15. Oktober auf 700 l/s (1/4 MNQ) erhöht. Mit der Berücksichtigung einer weiter gefassten Aufwuchsphase der Jungfische reicht hier die Phase der Abflusserhöhung über den nach anderen Verfahren enger begrenzten Zeitraum der Ei- und Brutentwicklung hinaus. Wegen der begrenzten Ausbauwassermenge des Kraftwerks von 14 m<sup>3</sup>/s werden im langjährigen Mittel an 125 Tagen höhere Abflüsse in die Ausleitungsstrecke abgegeben, wodurch eine natürliche Abflussdynamik entsteht.

### Prüfung zuflussabhängige dynamische Erhöhung

Eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung lässt keine wesentliche Verbesserung der Lebensraumfunktion für die Indikatorarten erwarten.

### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Die Anwendung des Wasserkrafterlass durch örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ = 925 l/s unter Berücksichtigung ökologischer Kriterien nach den in Kapitel B beschriebenen Schritten ergibt einen Mindestabfluss von 500 l/s (ca.  $\frac{1}{6}$  MNQ) vom 16. Oktober bis 14. März und eine jahreszeitliche Staffelung des Abflusses auf 700 l/s (ca.  $\frac{1}{4}$  MNQ) im Zeitraum vom 15. März bis 15. Oktober. Damit ist der Mindestabfluss im Jahresmittel kleiner  $\frac{1}{2}$  MNQ.

## 2.3 VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN NACH ANHANG 5

Für die Anwendung des **Biotop-Abfluss-Ansatzes** ist in einem ersten Schritt unter Einhalten einer minimalen Wassertiefe zum Erhalt der Durchgängigkeit ein unterer Grenzwert für den Mindestabfluss festzulegen. Hierbei müssen zwei Kriterien eingehalten sein. Dies sind eine minimale Wassertiefe in der pessimalen Schnelle von 0,3 m und eine minimale mittlere Querschnittsgeschwindigkeit von 0,3 m/s.



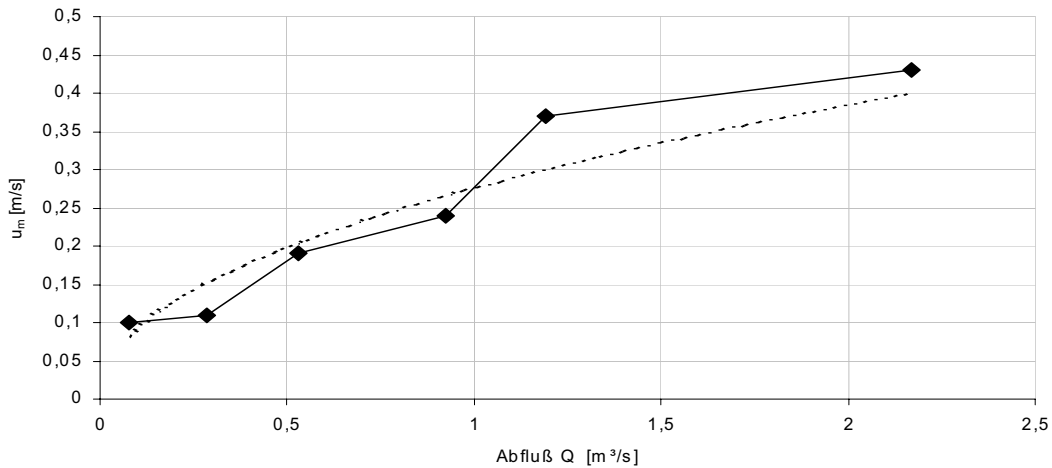


Abbildung 2.7: Mittlere Querschnittsgeschwindigkeit an der pessimalen Schnelle

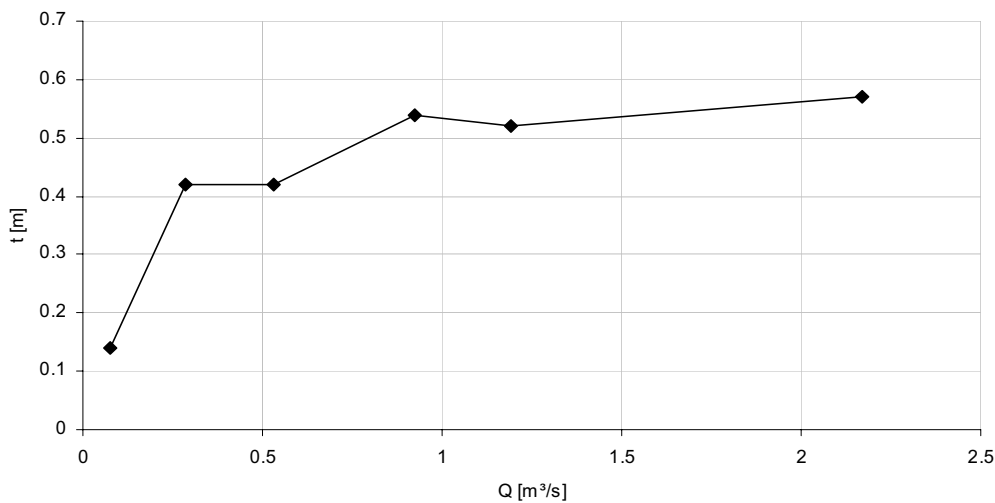


Abbildung 2.8: Maximale Wassertiefe in der pessimalen Schnelle

Der untere Grenzwert zum Erhalt der Durchgängigkeit  $t_{\text{pess}}$  wird in der Ausleitungsstrecke schon bei einem Abfluss von ca. 200 l/s eingehalten. Die geforderte mittlere Querschnittsgeschwindigkeit von 0,3 m/s erfordert jedoch einen Mindestabfluss von 1.200 l/s. Somit ist  $Q_{\text{min}}$  gleich 1.200 l/s (Abb. 2.7).

Zur Festlegung des in der Laich- und Entwicklungszeit erforderlichen Abflusses  $Q_{\text{min(LR)}}$  wird die mittlere Tiefe im Talweg herangezogen. Diese muss in der Barbenregion mindestens 0,6 m betragen. Da dieser Grenzwert bereits bei einem Abfluss von ca. 800 l/s eingehalten wird, ist in der Laich- und Entwicklungszeit keine Abflusssteigerung erforderlich. Somit wird nach dem Biotop-Abfluss-Modell ein ganzjähriger Mindestabfluss von  $Q_{\text{min}}$  mit 1.200 l/s = 0,43 MNQ festgelegt. Da dieser Wert die Plausibilitätskriterien der LAWA erfüllt, ist eine Festlegung nach dem ökohydrologischen Ansatz nicht erforderlich.

Dieser Ansatz wird im Folgenden dennoch als Grundlage für einen Methodenvergleich angewendet.

Aufgrund der vorliegenden hydrologischen Kenngrößen wird für den Standort der Wasserkraftanlage nach dem ökohydrologischen Ansatz [LAWA 2001] ein Orientierungswert  $Q_{\text{min}}$  in Höhe des MNQ von 2.770 l/s ermittelt. Nach der Plausibilitätsprüfung an der pessimalen Schnelle wird die geforderte Mindesttiefe  $T_{\text{min}}$  von 0,3 m bereits bei deutlich geringeren Abflüssen eingehalten. Eine Erhöhung des Orientierungswertes  $Q_{\text{min}}$  ist somit nach diesem Ansatz nicht notwendig. Die Abflussdynamisierung erfolgt mittels des  $\text{MNQ}_{\text{Sommer}}$  - Wertes von 3.100 l/s. Da sich dieser Wert nicht lebensraumwirksam von  $Q_{\text{min}}$  unterscheidet, wird nach dem Ansatz eine gedämpfte Dynamisierung in Anlehnung an die langjährigen monatlichen Niedrigwasserabflüsse während der Laich- und Entwicklungsphase der Leitfischart, empfohlen. Bei Verwen-



dung des als Beispiel vorgeschlagenen arithmetischen Mittels des  $MNQ_{\text{Monat}}$ -Wertes ergibt sich für die Monate Mai bis Juli ein Mindestabfluss von 6.200 l/s. (ca. 2,24 MNQ).

Bei der Anwendung des **Habitat-Prognose-Modells** an der Ausleitungsstrecke des Kochers kam es zu keinem eindeutigen Ergebnis. Zunächst erscheint es nicht plausibel, die sich ergebende Typeneinteilung für den Kocher an dieser Stelle zu akzeptieren. Laut dem Verfahren wird die Ausleitungsstrecke der WKA Buchenmühle als Typ III a und somit als Gebirgsbach mit Absturz/ Becken Sequenzen beschrieben, während es sich viel eher um typische Furt-Kolk-Abfolgen handelt. Darüber hinaus lieferte das ausgegebene Diagramm der prognostizierten Individuenhäufigkeit keinen signifikanten Wert zur Festlegung

eines Mindestabflusses.

Da das Einzugsgebiet der WKA Buchenmühle am Kocher mit 1280 km<sup>2</sup> weit größer als 50 km<sup>2</sup> ist, beträgt der Orientierungswert für den Mindestabfluss in Anlehnung an den **Wasserkrafterlass Hessen**  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 923 l/s). Unter Berücksichtigung des nach dem Erlass ermittelten ungleichmäßigen Abflussverhaltens im Jahresverlauf wird der Orientierungswert um 5 % erhöht. Somit wird für die Ausleitungsstrecke nach dem Erlass von Hessen ein Mindestabfluss von 970 l/s = 0,35 MNQ festgelegt.

Der Mindestabfluss, dem eine **konstante Abflussspende** von 2 l/ (s km<sup>2</sup>) zugrunde liegt, beträgt 2.560 l/s, was etwa dem MNQ des Kochers am Kraftwerk entspricht.

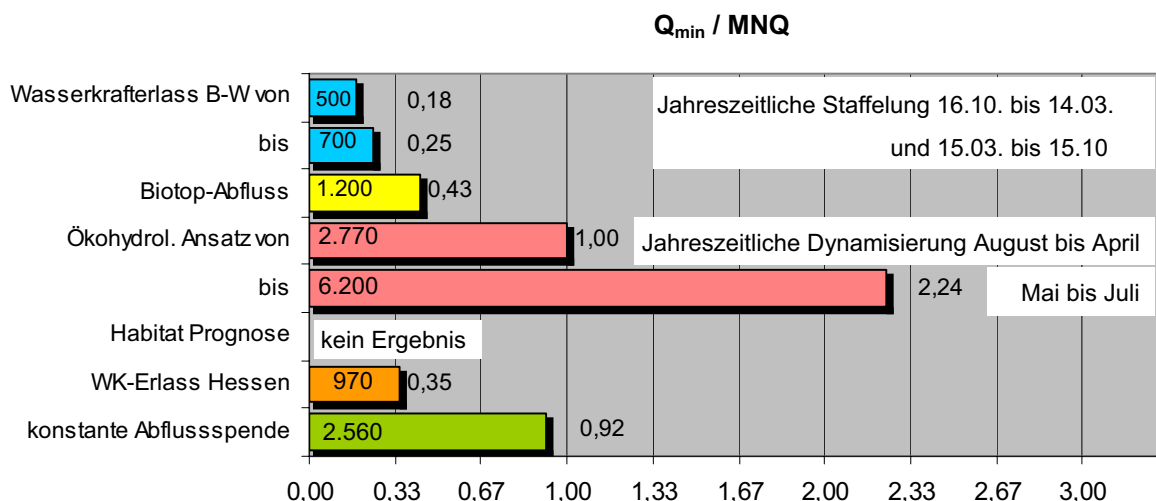


Abbildung 2.9: Mindestabflüsse nach verschiedenen Verfahren am Kocher [l/s].

#### 2.4 AUSWIRKUNG DER MINDESTABFLUSSDOSTIERUNG AUF DIE ENERGIEPRODUKTION

Die Verleihung des Wasserrechts für das Ausleitungskraftwerk war auf 70 Jahre befristet und lief 1994 aus. Im Zuge dieses wasserrechtlichen Neuantrags wurden die Durchgängigkeit der Wasserkraftanlage durch ein Umgehungsgerinne, die Festlegung eines Mindestabflusses, die Abschätzung der hierdurch geringer werdenden Energieproduktion und eine erhöhte Ausbauleistung durch neue Turbinen behandelt.

Damals wurde, basierend auf den oben genannten dynamischen Mindestabfluss, ein jährlicher Energieverlust von

170.000 kWh/a ermittelt. Bei der erteilten wasserrechtlichen Erlaubnis von 50 Jahren wurde ein Barwertverlust von 330.000 DM (169.000 EUR) ermittelt. Durch die Erhöhung des Ausbauwasserabflusses um 2 m<sup>3</sup>/s können jährlich rd. 300.000 kWh/a zusätzliche erzeugt werden. Dies entspricht einem Barwert in 50 Jahre in Höhe von 580.000 DM (297.000 EUR).

Selbst wenn man die Investitions- und Betriebskosten für das Umgehungsgerinne und der Begleituntersuchung in Höhe von 620.000 DM ansetzt, ergibt sich nur ein Verlust von rd. 5 % der zukünftigen jährlichen Erzeugung von ca. 3,6 GWh/a.

### 3 FIKTIVE WASSERKRAFTANLAGE MURR/ MURR

#### 3.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

##### Topographie/ Lage

Die Murr entspringt bei Vorderwestermurr im Murrhardter Wald auf 455 m Höhe über dem Meeresspiegel. Nach einer Gesamtlänge von 54,5 km mündet sie oberhalb von

Marbach in den Neckar. Das Zentrum ihres ca. 500 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiets liegt ca. 40 km nördlich von Stuttgart. Die untere Murr wurde in den Jahren 1968 und 1982 ausgebaut. Danach wurden im Rahmen eines Pilotprojekts des Landes strukturelle Verbesserungen vorgenommen und eine begrenzte Eigenentwicklung des Gewässers zwischen den Hochwasserschutzdeichen zugelassen. Innerhalb dieser Strecke wird eine Wasserkraftanlage angenommen (Abb. 3.1).



Abbildung 3.1: Murr, Lageskizze aus TK 7120 Stuttgart-Nord

##### Hydrologie

Die Ausleitungsstrecke der fiktiven Anlage wurde zwischen den Gewässerstationen Fluss-km 1+250 und 2+650 angenommen. Ihr unterstromiges Ende liegt nahe der Gewässermündung unmittelbar am Pegel Murr/ Murr.

Deshalb können dessen hydrologische Daten ohne Umrechnung verwendet werden; sie sind in den Abbildungen 3.2 und 3.3 sowie in Tab. 3.1 zusammenfassend dargestellt.

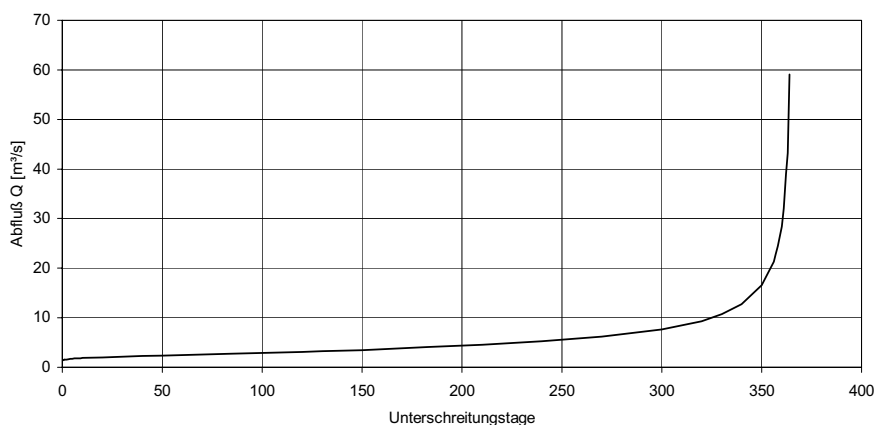


Abbildung 3.2: Abflussdauerlinie

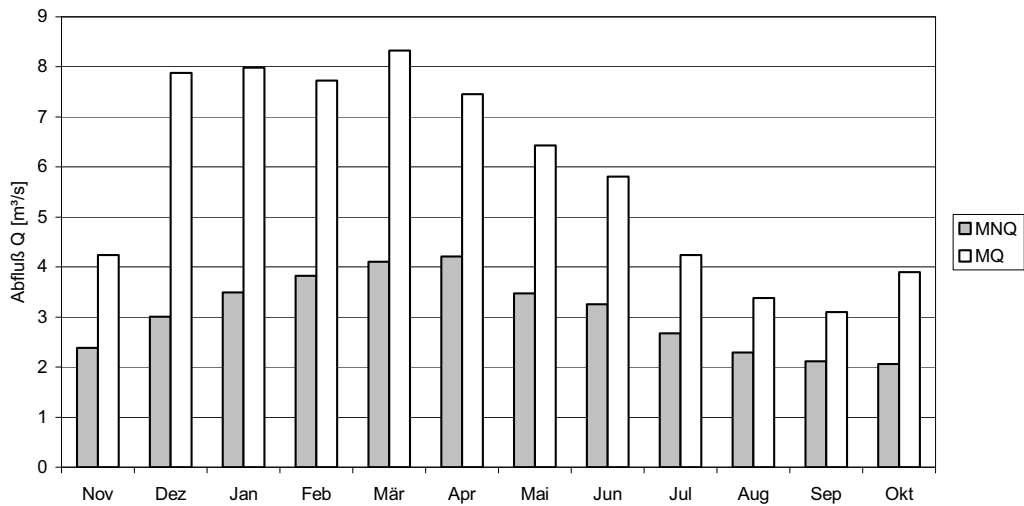


Abbildung 3.3: Saisonale Abflussverteilung

Tabelle 3.1: Hydrologische Kennwerte (in m³/s).

<b>WKA Murr 1981/ 1996</b>	Winter	Sommer	Jahr	Datum
<b>NQ</b>	1,540	1,370	1,370	06.09.1991
<b>MNQ</b>	2,320	1,980	1,880	
<b>MQ</b>	7,280	4,480	5,870	
<b>MHQ</b>	112,000	72,300	119,000	
<b>HQ</b>	273,000	150,000	273,000	13.04.1994

## Morphologie

Im Bereich der angenommenen Ausleitungstrecke ist die Murr trotz des früheren Ausbaus morphologisch wieder teilweise sehr vielfältig. In der unteren Streckenhälfte sind drei flache Sohlrampen vorhanden, die jedoch durchwanderbar sind und zu keinen deutlichen Strukturbeeinträchtigungen führen. Zwischen den Hochwasserschutzdeichen weist die Murr eine vergleichsweise große Breitenvarianz des Mittelwasserbettes auf. In mehreren Abschnitten sind mächtige Kiesbänke entstanden (Abb. 3.4). Insgesamt wird die Ausleitungstrecke als morphologisch hochwertig eingestuft.



Abbildung 3.4: Pessimale Schnelle mit Eignung als Laichplatz für Kieslaicher

Die Strecke weist ein mittleres Gefälle von 0,13 % auf. Die Gewässersohle besteht aus steinigen und kiesigen Ablagerungen.

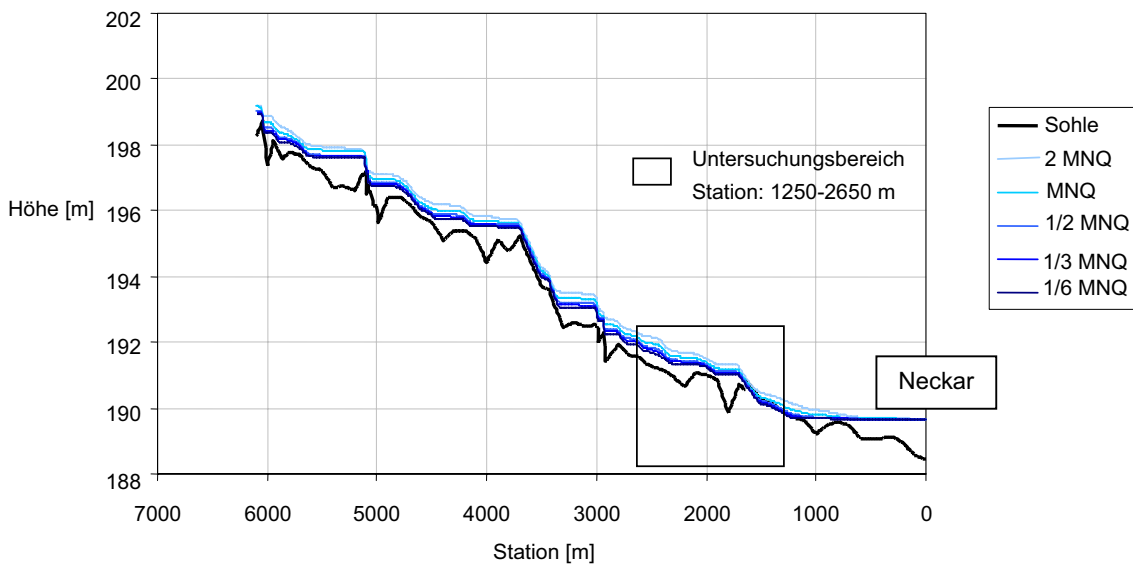


Abbildung 3.5: Iller-Auslauf der Mindestabflussturbine in die Ausleitungsstrecke der Wehranlage Mooshausen

Da es sich um einen fiktiven Anlagenstandort handelt, können keine Dotationsversuche durchgeführt werden. Die hydraulischen Größen wurden deshalb mit Hilfe eines eindimensionalen Wasserspiegellagenprogramms berechnet und durch Abflussmessungen ergänzt. Für jede Gewässerstelle kann damit eine Wasserstands-Abflussbeziehung ermittelt werden. In der Abbildung 3.5 wurde die angenommene Ausleitungsstrecke durch einen Rahmen gekennzeichnet.

### 3.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des **Wasserkrafterlasses Baden-Württemberg** erfolgt durch örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 627 l/s) unter Anwendung ökologischer Kriterien nach den in Kapitel B beschriebenen Schritten:

#### 1. Fischökologische Zuordnung

Nach den starken Beeinträchtigungen des Fischbestandes durch Abwassereinleitungen in der Vergangenheit können in der Murr heute wieder 28 Fischarten nachgewiesen werden. Damit ist die natürliche Fischfauna wieder weitgehend vollständig vorhanden. Im Bereich der fiktiven Wasserkraftanlage zählt die untere Murr zur Barbenregion im Neckareinzugsgebiet. Ihre Fischartengemeinschaft wird sehr stark von zur Laichzeit aufsteigenden Ne-

karfischen geprägt. Charakteristisch sind dort insbesondere Barbe und Nase.

#### 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Im Hinblick auf die Festlegung eines adäquaten Mindestabflusses sind die Habitatansprüche der Barbe und der Nase entscheidend. Für diese Indikatorarten der Barbenregion sind die ökologischen Anforderungsprofile im Anhang 3 (C2 und C3) beschrieben. Zur Gewährleistung der Durchwanderbarkeit ausgedehnter Flachstrecken wird dort eine Wassertiefe von mindestens 0,3 m genannt.

#### 3. Ökologischer Wert

Durch die nach dem Ausbau zum Hochwasserschutz durchgeführten Strukturverbesserungen und eine Eigendynamik hat die Murr heute wieder einen hohen ökologischen Wert erlangt. Dies gilt für den Fischbestand in diesem Gewässer und in besonderem Maße auch für die Lebensgemeinschaft im angrenzenden, ausgebauten Neckar. Dort finden Arten, wie z. B. die nach der Roten Liste für Baden-Württemberg im Neckarsystem stark gefährdete Nase, kaum Laich und Jungfischhabitate. Die untere Murr hat daher auch für diese Fische eine herausragend große Bedeutung als Teillebensraum.

#### 4. Erforderliche Teilfunktionen und Rahmenbedingungen des Lebensraums

Die Definition der innerhalb der Ausleitungsstrecke erforderlichen Rahmenbedingungen des Lebensraums beinhaltet die Durchwanderbarkeit und die Eignung als Lebensraum für alle Altersstadien der vorkommenden Arten. Im Hinblick auf eine Bemessung des Mindestabflusses ist hier insbesondere der vollständige Erhalt der Laich- und Jungfischhabitats für die genannten Fischarten maßgebend. Die fiktive Wasserkraftanlage darf in dieser Hinsicht zu keiner Verschlechterung führen und den Aufstieg der Neckarfische nicht behindern.

#### 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Maßgebend für den festzulegenden Mindestabfluss sind die in der Strecke mehrfach vorhandenen flachen Schnellen mit großflächigen Kiesablagerungen. Beispielhaft hierfür ist der in Abbildung 3.4 dargestellte Bereich. Dieser ist gleichzeitig eine ausgedehnte pessimale Schnelle und ein besonders hochwertiges Laich- und Jungfischhabitat. Er wird daher als repräsentativer Bereich festgelegt. Bei einer Wasserkraftnutzung ist generell auch der Rückleitungsbereich des Unterwasserkanals hinsichtlich der Leitströmung aus dem Mutterbett zu untersuchen. Da dessen Gestaltung nicht definiert wurde, wird hier auf eine entsprechende Betrachtung verzichtet.

#### 6. Umsetzung in Abflussgrößen

Die große Ausdehnung der repräsentativen Schnelle und der anderen, ähnlichen Flachstrecken macht zur Gewährleistung ihrer Durchwanderbarkeit eine Mindesttiefe von 0,3 m erforderlich. Diese wird bei einem Abfluss von 2,5 m<sup>3</sup>/s (ca. 1,3 MNQ) erreicht. Dieser Abfluss ist ganzjährig, aufgrund der Funktionen Durchwanderbarkeit und Jungfischhabitat, erforderlicher.

Wie langjährige Beobachtungen an der unteren Murr zeigen, ist dieser Abfluss gleichzeitig zur Vermeidung einer bedeutenden Flächenminderung der Laich- und Jungfischhabitats notwendig. Er wird daher für die Ausleitungsstrecke als Sockelbetrag festgelegt. Bei diesem Abfluss sind außerhalb der Schnellen auch Lebensräume für adulte Fische in einem ausreichenden Umfang vorhanden. Die untere Murr ist für diese Fische, die insbesondere aus dem ausgebauten Neckar einwandern, ein wichtiges

Rückzugsgebiet.

#### Prüfung zuflussabhängiger dynamischer Erhöhung

Eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung lässt keine wesentliche Verbesserung der Lebensraumfunktion für die Indikatorarten erwarten.

#### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Die Anwendung des Wasserkrafterlasses durch örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ unter Anwendung ökologischer Kriterien nach den in Kapitel B beschriebenen Schritten ergibt einen Mindestabfluss von ca. 2,5 m<sup>3</sup>/s d.h. 1,3 MNQ. Dieser Wert kommt u. a. wegen der auch die Fische des ausgebauten Neckars unverzichtbaren Lebensraumfunktionen der unteren Murr zustande.

### 3.3 VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN NACH ANHANG 5

Für die Anwendung des Modells nach LAWA 2001, **Biotope-Abfluss-Modell** ist im ersten Schritt unter dem Kriterium des Einhaltens einer minimalen Wassertiefe zum Erhalt der Durchgängigkeit ein unterer Grenzwert für den Mindestwasserabfluss festzulegen. Wasserspiegellagenberechnungen haben für die pessimale Schnelle gezeigt, dass die für die Barbenregion geforderte Mindesttiefe von 0,3 m bei einem Abfluss von 2.500 l/s 1,3 MNQ erreicht wird (Abb. 3.6). Bei diesem Abfluss wird auch die Forderung nach einer mittleren Querschnittsgeschwindigkeit von mindestens 0,3 m/s erfüllt (Abb. 3.7).



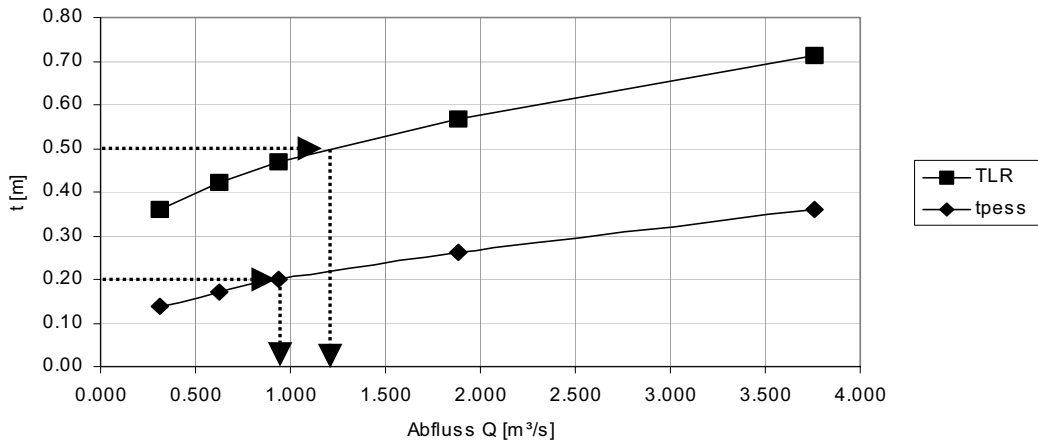


Abbildung 3.6: Wassertiefen in der Ausleitungsstrecke.  
 $t_{pess}$  = Wassertiefe in der pessimalen Schnelle  
 TLR = mittlere Wassertiefe im Talweg

Der Mindestabfluss  $Q_{min}$  in der Zeit zwischen August und April beträgt demnach 2.500 l/s.

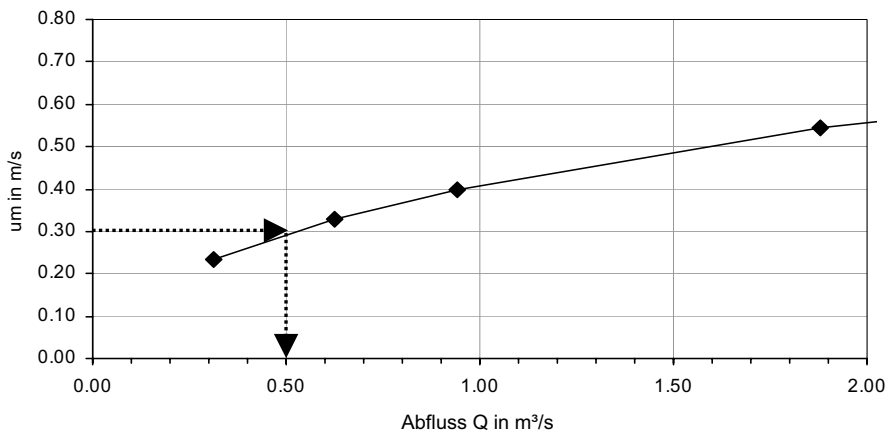


Abbildung 3.7: Mittlere Querschnittsgeschwindigkeit in der Ausleitungsstrecke

Die Abflusssensibilisierung erfolgt nach dem Biotop-Abfluss-Ansatz über die Untersuchung der mittleren Wassertiefen im Talweg. Unter Einhaltung des Mindestwertes von 0,6 m in der Barbenregion erhält man durch die Wasserspiegellagenberechnung einen Abfluss von 2.250 l/s. Dieser Wert liegt unter dem zuvor festgelegten Sockelabfluss  $Q_{min} = 2.500$  l/s. Daher ist in den Monaten Mai bis Juli keine zusätzliche Abflusserhöhung notwendig.

Aufgrund der vorliegenden hydrologischen Kenngrößen lässt sich auf den Standort der fiktiven WKA an der Murr nach dem ökohydrologischen Ansatz [LAWA 2001] ein Orientierungswert  $Q_{min}$  ermitteln, der 1 MNQ (1.880 l/s) beträgt. Nach der Plausibilitätsprüfung an der pessimalen Schnelle wird die geforderte Mindesttiefe im Talweg  $T_{min}$

von 0,3 m bei einem Abfluss von 2.500 l/s eingehalten. Der Orientierungswert muss daher auf diesen Wert erhöht werden. Die Abflusssensibilisierung soll laut Empfehlung der LAWA mittels des  $MNQ_{Sommer}$ - Wertes erfolgen. Da dieser Wert von knapp 1.980 l/s jedoch unterhalb des  $Q_{min}$  liegt, wird nach dem Ansatz eine gedämpfte Dynamisierung in Anlehnung an die langjährigen monatlichen Niedrigwasserabflüsse während der Laich- und Entwicklungsphase der Leitfischart, empfohlen. Bei Verwendung des als Beispiel vorgeschlagenen arithmetischen Mittels der  $MNQ_{Monat}$ -Werte ergibt sich für die Monate Mai bis Juli ein Mindestabfluss von 3.100 l/s (ca. 1,6 MNQ).

Das Habitat-Prognose-Modell kann auf die Murr nicht angewendet werden. Der Flusstyp, der sich an der Murr aus den Eingabeparametern ergibt, wird mit Typ III a be-

zeichnet. Laut DVWK Schrift 123 ist dieser Flusstyp als Gebirgsbach mit stabilen Absturz/Becken Sequenzen beschrieben. Des Weiteren kann mit Hilfe des erhaltenen Diagramms den prognostizierten Individuen kein signifikanter Wert für einen Mindestabfluss festgelegt werden.

Aufgrund der Tatsache, dass das Einzugsgebiet der fiktiven WKA an der Murr mit 505,6 km<sup>2</sup> größer als 50 km<sup>2</sup> ist, beläuft sich der Orientierungswert eines Mindestabflusses in Anlehnung an den Wasserkrafterlass Hessen auf  $\frac{1}{3}$  MNQ. Das entspricht einem Abfluss von 625 l/s. Bei dem vorhandenen, sehr gleichmäßigen Abflussverhalten im Jahresverlauf, einer angenommenen Ausbauwassermenge

> MQ und einem mittleren Natürlichkeitsgrad von Ausleitungsstrecke und Triebwerkkanal ergibt die Anwendung des Erlasses einen Abschlag in Höhe von ca. 25 % vom Orientierungswert. Somit wird ein Mindestabfluss von 470 l/s (= 0,25 MNQ) festgelegt. Bei diesem Abfluss besteht an der pessimalen Schnelle eine Wassertiefe von lediglich 15 cm. Damit ist die Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke nicht gewährleistet.

Der Mindestwasserabfluss, dem eine konstante Abflussspende von 2 l/(s km<sup>2</sup>) zugrunde liegt, beträgt 1012 l/s = 0,53 MNQ.

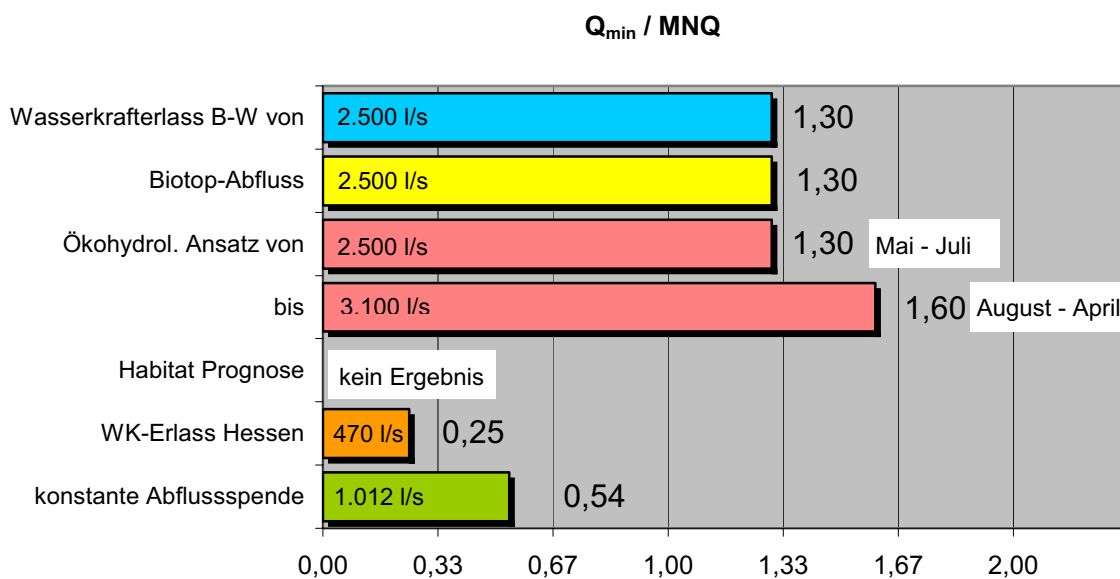


Abbildung 3.8: Mindestabflüsse an der Murr nach verschiedenen Verfahren

#### 4 KRAFTWERK PELZMÜHLE / STUNZACH

Nähe von Rosenfeld am Nordrand der Schwäbischen Alb in einer Höhe von 650 m ü. NN. und mündet nach 18 km in die Eyach. Hinter Rosenfeld, im Bubenhofer Tal, liegt die Pelzmühle. Erstmals 1415 urkundlich erwähnt, dürfte sie weit über 600 Jahre bestehen.

##### 4.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

###### Topographie / Lage

Die Stunzach, ein kleines Fließgewässer, entspringt in der



Abbildung 4.1: Stunzach, Lageskizze aus TK L 7718 Balingen

###### Hydrologie

Das Einzugsgebiet beträgt 17 km<sup>2</sup>. Da an der Stunzach kein Pegel vorhanden ist, wurden die relevanten Abflussdaten durch einzugsgebietsabhängige Übertragung der

Daten eines hydrologisch ähnlichen Pegels ermittelt. Dabei wurde eine mittlere Niedrigwasserabflusspende von 1,82 l/(s km<sup>2</sup>) zugrunde gelegt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst.

Tabelle 4.1: Hydrologische Kenngrößen für die Stunzach

WKA Pelzmühle 1962/ 1995	Winter	Sommer	Jahr	Datum
NQ	0,009	0,005	0,005	31.07.1972
MNQ	0,052	0,036	0,031	
MQ	0,253	0,175	0,214	
MHQ	2,581	4,917	5,369	
HQ	8,206	19,201	19,201	23.06.1975

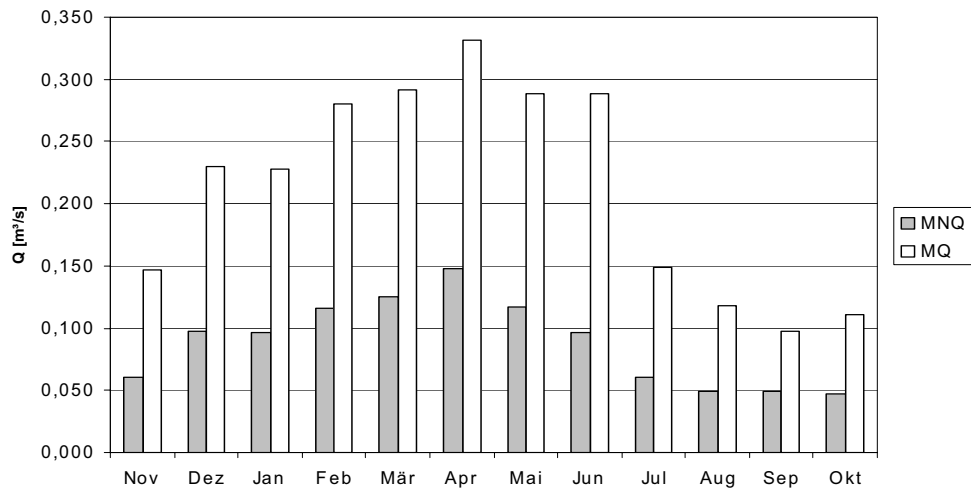


Abbildung 4.2 Stunzach, saisonale Verteilung der mittleren monatlichen Abflüsse  $MQ_{\text{Monat}}$  und  $MNQ_{\text{Monat}}$

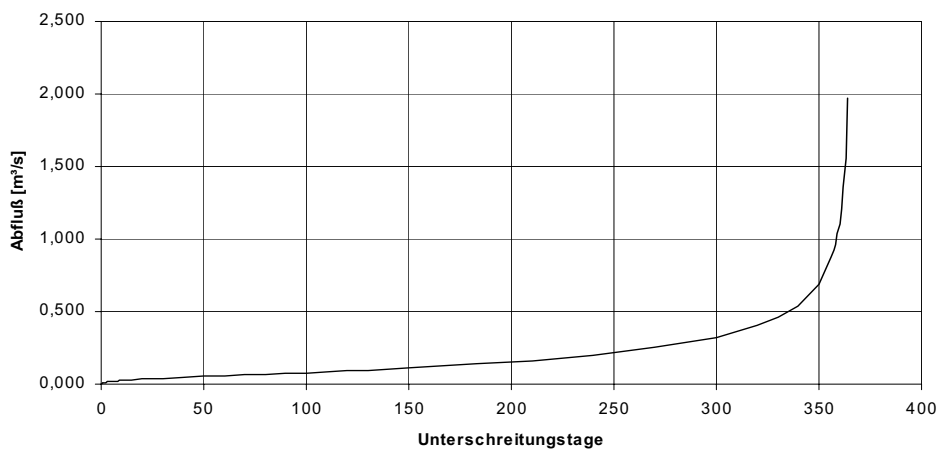


Abbildung 4.3: Stunzach, Abflussdauerlinie

Die Stunzach hat im Oberlauf eine für die Region typische, unregelmäßige Wasserführung. Allerdings werden die Abflussschwankungen durch die Kläranlage Rosenfeld geglättet.

### Morphologie

Die Ausleitungsstrecke der WKA Pelzmühle erstreckt sich über 1000 m. Sie hat eine mittlere Breite von 2 m und weist eine große Tiefendiversität auf. Das Gefälle beträgt 0,84 %.

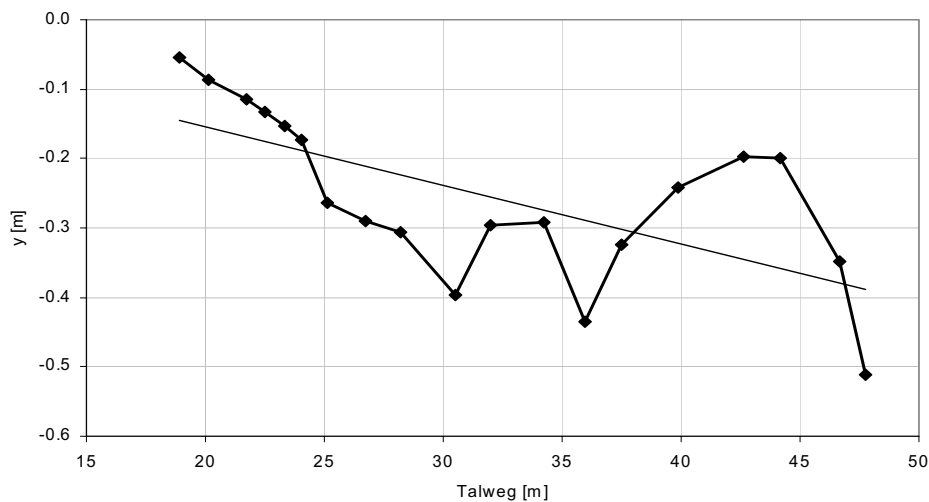


Abbildung 4.4: Sohlenhöhenverlauf und mittleres Sohlengefälle

Das Gewässerbett ist in die Geländeoberfläche mit teilweise abbrechenden Böschungen eingeschnitten. Die Ausleitungsstrecke ist auf ihrer gesamten Länge nahezu unverbaut und naturnah. Der teils stark gekrümmte Gewässerabschnitt wird gesäumt von dichtem und naturnahen Böschungs- und Uferbewuchs, der eine gute Beschattung bietet. Abschnittsweise ist Totholz im Gewässerbett vorhanden. Auch der Mühlbach zeichnet sich durch eine gute Struktur und Naturnähe aus. Bemerkenswert ist ein hohes Amphibienaufkommen im Unterwasser. Das Sohlsubstrat besteht in erster Linie aus feinem, sandigem Material, in den Flachstellen ist es eher kiesig.



Abbildung 4.5: Wehr an der Ausleitungsstrecke der Stunzach

Die Wasserfassung besteht aus einem 1,4 m hohen Überfallwehr mit glattem, betoniertem Rücken ohne regelbares Dotationselement (Abb. 4.5). Das Wehr besitzt keine Fischaufstiegsanlage. Ein Fischaufstieg ist temporär (Hochwasser) möglich.

### Hydraulik

Die Messungen wurden zu zwei Zeitpunkten durchgeführt, an denen unterschiedliche Oberwasserstände am Wehr ohne Wehrüberfall bestanden. Es wurden die Fließgeschwindigkeit ( $u_m$ ) und die Wassertiefe ( $h$ ) gemessen. Die Ausleitungsstrecke wird ausschließlich durch geringe Undichtigkeiten und Umläufigkeiten des Wehres sowie durch zutretendes Grundwasser gespeist. Bei geringem Oberwasserstand wurde in der Strecke durch mehrfaches Auslitern ein Abfluss von 9 l/s gemessen. Eine spätere Messung mit dem Messflügel ergab bei Oberwasserstand nahe der Wehrkrone einen Abfluss von 20 l/s.

Tabelle 4.2: Messwerte an der pessimalen Schnelle in der Ausleitungsstrecke

$Q$ [m <sup>3</sup> /s]	$u_m$ [m/s]	$h_{max}$ [m]	$A$ [m <sup>2</sup> ]
0,009	0,130	0,025	0,058
0,020	0,345	0,040	0,075

## 4.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des Wasserkrafterlasses Baden-Württemberg erfolgt durch die örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 10 l/s) unter Berücksichtigung ökologischer Kriterien nach der in Kapitel B beschriebenen Vorgehensweise:

### 1. Fischökologische Zuordnung

Die Stunzach gehört zur oberen Forellenregion, die sich durch eine große Individuendichte auszeichnet. Sie liegt im Einzugsgebiet des Neckars. Bachforelle und Groppe sind hier heimisch und wurden bei verschiedenen Bestandskontrollen nachgewiesen. Die beiden Arten sind die einzigen Vertreter der natürlichen Fischfauna in diesem Bereich.

### 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Bei der Festlegung des Mindestabflusses sind die Habitatansprüche beider Arten zu berücksichtigen. Diese werden in Anhang 3 (A 1 und A 2) beschrieben.

### 3. Ökologischer Wert

Beim Standort Pelzmühle ist die Stunzach ein strukturell hochwertiger, naturnaher Bachoberlauf, der als Biotop nach § 24 a Naturschutzgesetz besonders geschützt ist. Es besteht kein Renaturierungsbedarf. Bestehende Defizite sind die fehlende oder stark eingeschränkte Durchwanderbarkeit des Ausleitungswehres und die wegen der oberstromigen Kläranlage häufig defizitäre Wasserqualität.



#### 4. Erforderliche Teilfunktion und Rahmenbedingungen des Lebensraums

Unabhängig von seinem Schutzstatus ist der Gewässerabschnitt an der Wasserkraftanlage Pelzmühle von besonderer Bedeutung, da die Stunzach in ihrem weiteren Verlauf auf etwa 30 % ihrer Gesamtlänge naturfern ausgebaut und begradigt ist. Die Definition der Rahmenbedingungen innerhalb der Ausleitungsstrecke beinhaltet deshalb sowohl die Durchwanderbarkeit während der Fischwanderzeit als auch die Lebensraumbedürfnisse aller Altersstadien von Bachforelle und Groppe.

#### 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Die Überprüfung des Mindestabflusses erfolgte an der pessimalen Schnelle. Weiterhin sind die Leitströmung zum Unterwasser und die Überwindbarkeit der Wehranlage zu überprüfen. Für den Erhalt des Lebensraumes ist mindestens ein weiterer Bereich zu beurteilen, der als Laichgebiet in Frage kommt. Hier müssen Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit die Bedürfnisse der Salmoniden erfüllen.

#### 6. Umsetzung in Abflussgrößen

Der nach dem Wasserkrafterlass ermittelte Orientierungswert beträgt 10 l/s (=  $\frac{1}{3}$  MNQ). Wie der Tabelle 4.2 zu entnehmen ist, beträgt bei einem Wasserdargebot von 20 l/s (15 l/s entspricht  $\frac{1}{2}$  MNQ) die Wassertiefe an der pessimalen Schnelle 4 cm; diese Wassertiefe ist für eine Durchwanderbarkeit der Bachforellen nicht ausreichend. Der Mindestabfluss, der an der pessimalen Schnelle die für Forellen notwendige Wassertiefe von 0,2 m garantiert, wurde mittels linearer Extrapolation ermittelt. Zum Erhalt der Durchwanderbarkeit ist ein Mindestabfluss von 92 l/s (= 3 MNQ) notwendig. Neben der Durchwanderbarkeit an der pessimalen Schnelle ist die Durchwanderbarkeit an der Wehranlage zu betrachten. Dabei reicht selbst ein Durchfluss von  $\frac{1}{2}$  MNQ (= 15 l/s) nicht aus, um ein funktionsfähiges Durchgängigkeitsbauwerk mit einer Wassertiefe von 0,2 m zu betreiben. Die Habitatansprüche aller Alterstadien von Bachforelle und Groppe werden mit dem ermittelten Mindestabfluss von 92 l/s (= 3 MNQ) erfüllt. Dieser Wert wird allerdings im Mittel schon an etwa 100 Tagen im Jahr unterschritten (Abb. 4.3).

#### Prüfung der zuflussabhängige dynamische Erhöhung

Bei einem Abfluss von 92 l/s (= 3 MNQ) ist eine zusätzliche zuflussabhängige dynamische Erhöhung des Mindestabflusses nicht sinnvoll.

#### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Sowohl Abflüsse von  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 10 l/s) wie von  $\frac{1}{2}$  MNQ (= 15 l/s) genügen nicht, um die Durchwanderbarkeit an der pessimalen Schnelle sicher zu stellen oder den Habitatansprüchen der beiden Fischarten zu genügen. Die örtliche Anpassung des Orientierungswertes ergibt einen konstanten Mindestabfluss von 92 l/s (= 3 MNQ).

Der ermittelte Wert zeigt deutlich die besondere Problematik der Wasserkraftnutzung kleiner Bäche auf. Zur Gewährleistung der Lebensraumfunktionen sowie der Durchwanderbarkeit der Strecke ist ein vergleichsweise hoher Mindestabfluss erforderlich. Zusätzlich ist zu beachten, dass auch der Betrieb funktionstüchtiger Durchgängigkeitsbauwerke mit minimalen Abflüssen kaum möglich ist.

Bei der Gesamtbeurteilung der Wasserkraftanlage sind im Falle der nach § 24 a Naturschutzgesetz besonders geschützten Gewässerstrecke, neben den hier zugrunde gelegten fischökologischen Aspekten, noch andere Belange des Naturschutzes zu prüfen. Wie bereits in Kapitel A dargelegt wurde, können diese Betrachtungen jedoch im vorliegenden Leitfaden nicht behandelt werden, sondern müssen fachspezifischen Detailuntersuchungen vorbehalten bleiben. Im vorliegenden Beispiel wären zusätzlich die hohe Qualität des Mühlkanals sowie Aspekte des Heimat- und Denkmalschutzes zu berücksichtigen.

#### 4.3 VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN NACH ANHANG 5

Für die Empfehlung nach LAW 2001 ist zunächst der Biotop-Abfluss-Ansatz anzuwenden. Die Sicherung einer mittleren Querschnittsgeschwindigkeit von 0,3 m/s führt zu einem Mindestabfluss von  $Q_1 = 17,5$  l/s. Der Erhalt der Durchgängigkeit in der Forellenregion durch eine minimale Wassertiefe von 0,2 m führt bei linearer Extrapolation zu einem Mindestabfluss von  $Q_2 = 92$  l/s. Die erforder-

liche fließweggemittelte Wassertiefe von 0,3 m wird aufgrund der tiefen Gumpen bereits bei einem Abfluss von 35 l/s eingehalten. Damit wird als Mindestabfluss  $Q_{\min}$  nach dem Biotop-Abfluss-Ansatz der Wert von 92 l/s festgelegt. Da dieser Wert relativ groß ist, muss nach dem Ökohydrologischen Ansatz weiter verfahren werden.

Dieser lässt sich aufgrund der hydrologischen Daten mit dem mittleren jährlichen Niedrigwasserabfluss MNQ von  $Q_2 = 31$  l/s angeben. Laut Plausibilitätsprüfung zum Erhalt der Durchwanderbarkeit muss dieser Wert aber ebenso wie beim Biotop-Abfluss-Ansatz auf  $Q_1 = 92$  l/s erhöht werden, da sonst die geforderte Mindestdtiefe nicht gewährleistet ist. Zum Erhalt der natürlichen Lebensqualität während der Laich- und Entwicklungsphase der Forelle wird für diesen Zeitraum eine Abflussdynamisierung mit dem Wert des  $MNQ_{\text{winter}}$  vorgeschlagen. Da dieser Wert aber mit  $Q_3 = 52$  l/s unter dem von  $Q_1$  liegt, wird der Mindestabfluss für die Ausleitungsstrecke der WKA

Pelzmühle an der Stunzach nach der Empfehlung der LAWA für den ökohydrologischer Ansatz auf ganzjährig  $Q_{\min} = 92$  l/s festgelegt.

Bei der Anwendung des Habitat-Prognose-Modells kam es zu keinem Ergebnis, da der charakteristische Eingabeparameter der Systemgeometrie  $E = 13$  aufgrund der Modellgrenzen zwischen  $0,1 < E < 11$  zu groß war. Trotz einer Methodenerweiterung war es nicht möglich, einen signifikanten Wert für einen Mindestabfluss festzulegen. Da das Einzugsgebiet kleiner als  $20 \text{ km}^2$  ist, beläuft sich der Orientierungswert eines Mindestabflusses in Anlehnung an den Wasserkrafterlass Hessen auf  $0,9 \text{ MNQ} = 28$  l/s. Wegen der guten Beschattung und der weitestgehend eigendynamischen Fließgewässerstruktur kommt es zu einem Abschlag von 15 %. Somit wird ein Mindestabfluss von 24 l/s festgelegt. Der Mindestabfluss, dem eine konstante Abflusspende von  $2 \text{ l/(s km}^2)$  zugrunde liegt, beträgt 34 l/s.

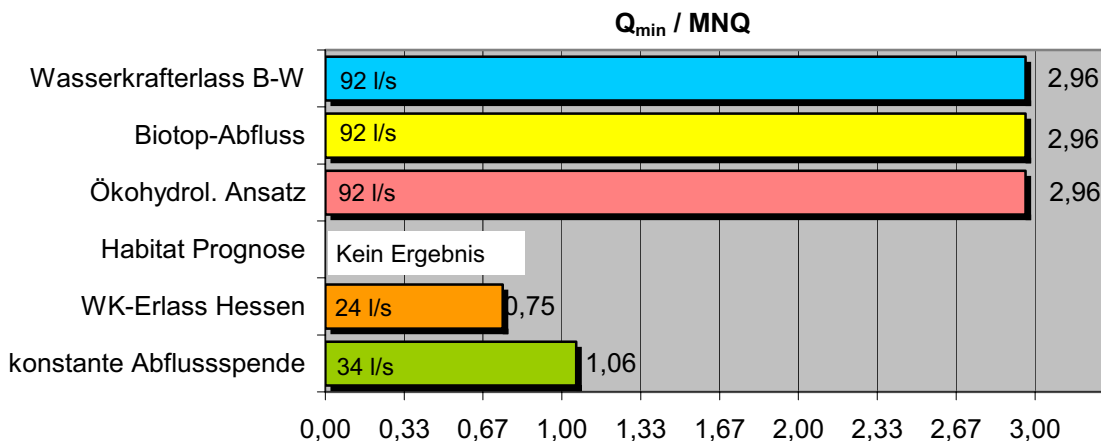


Abb. 4.6: Mindestabflüsse nach verschiedenen Verfahren, Pelzmühle / Stunzach

Dieses Beispiel zeigt deutlich, dass die untere Grenze der Wasserkraftnutzung weit unterschritten wurde. Bei Bächen dieser Größenordnung und mit solch unterschiedlicher Wasserführung erbringen die verschiedenen Methoden zur Festlegung des Mindestabflusses keine befriedigenden Werte. Hier stehen letztlich historische Aspekte im Vordergrund. Obwohl die Stunzach gelegentlich nahezu keinen Abfluss aufweist, leben hier Fische und können sich in Wassermangelzeiten in tiefe, beschattete Gumpen zurückziehen. Die Durchwanderbarkeit ist naturbedingt nicht ganzjährig gegeben und deshalb auch nicht ganzjährig

zu fordern. Früher wurde hier Holz gesägt und Getreide gemahlen, Nutzungen, die keinen permanenten Betrieb erforderten. Dadurch lief zumindest mehrmals wöchentlich oder nachts das gesamte Wasser im Hauptgewässer. Heute wird dieser Zustand nur bei Hochwasser erreicht, dann ist das Wehr auch für größere Fische durchgängig. Für den sinnvollen Betrieb eines Durchgängigkeitsbauwerkes sollten 100 l/s nicht unterschritten werden. Dieser Gesamtabfluss ist jedoch bei der Stunzach an dieser Stelle häufig nicht vorhanden.

## 5 WASSERKRAFTANLAGE ALFREDSTAL / DONAU

### 5.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

#### Topographie / Lage

Die Wasserkraftanlage Alfredstal liegt an der Donau in Obermarchtal zwischen Riedlingen und Munderkingen. Das Wehr ist als Streichwehr mit einem Spülschütz ausgebildet. Die Ausleitungsstrecke ist 1160 m lang (Abb. 5.1).



Abbildung 5.1: Donau, Lageskizze

Der Ausbaugrad der Wasserkraftanlage ist mit  $24 \text{ m}^3/\text{s}$  relativ gering. Das Schluckvermögen der Turbinen liegt weit unter der Mittelwasserführung. Daraus resultieren über längere Zeiträume häufig Wehrüberfälle mit Abflüssen in der Ausleitungsstrecke.

Ein öffentlich-rechtlicher Vertrag aus dem Jahr 2001 ergänzt das Altrecht und regelt die Durchgängigkeit sowie einen jahreszeitlich differenzierten Mindestabfluss zwischen  $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ . Vom 15. März bis 15. Juni jeden Jahres verbleiben wegen der Frühjahrslaicher und der Brutentwicklung mindestens  $1500 \text{ l/s}$  in der Ausleitungsstrecke, in der übrigen Zeit mindestens  $500 \text{ l/s}$ . Für einen Versuchszeitraum von 5 Jahren ab Betriebsbeginn (März 2002) verbleiben  $750 \text{ l/s}$  anstelle  $500 \text{ l/s}$  in der Ausleitungsstrecke. Der jahreszeitlich gestaffelte Abfluss erfolgt über eine manuell zu betätigende Wehrklappe, die in die

neue Teilrampe eingebaut wurde.

#### Hydrologie

Die Wasserkraftanlage hat ein Einzugsgebiet von  $3.560 \text{ km}^2$  (bzw.  $2.240 \text{ km}^2$  ab der Versinkung oberhalb Beuron). Der mittlere Niedrigwasserabfluss MNQ beträgt  $9 \text{ m}^3/\text{s}$ , der mittlere Abfluss MQ  $33,2 \text{ m}^3/\text{s}$ . Der Orientierungswert liegt damit bei  $\frac{1}{3} \text{ MNQ} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$ . Bei der WKA Alfredstal besitzt die Donau ein relativ stetiges Abflussverhalten. Durch das Einzugsgebiet der Schwäbischen Alb mit ihren ausgleichenden Karstquellen liegt der MNQ-Wert verhältnismäßig hoch (Abb. 5.2 und Abb. 5.3).

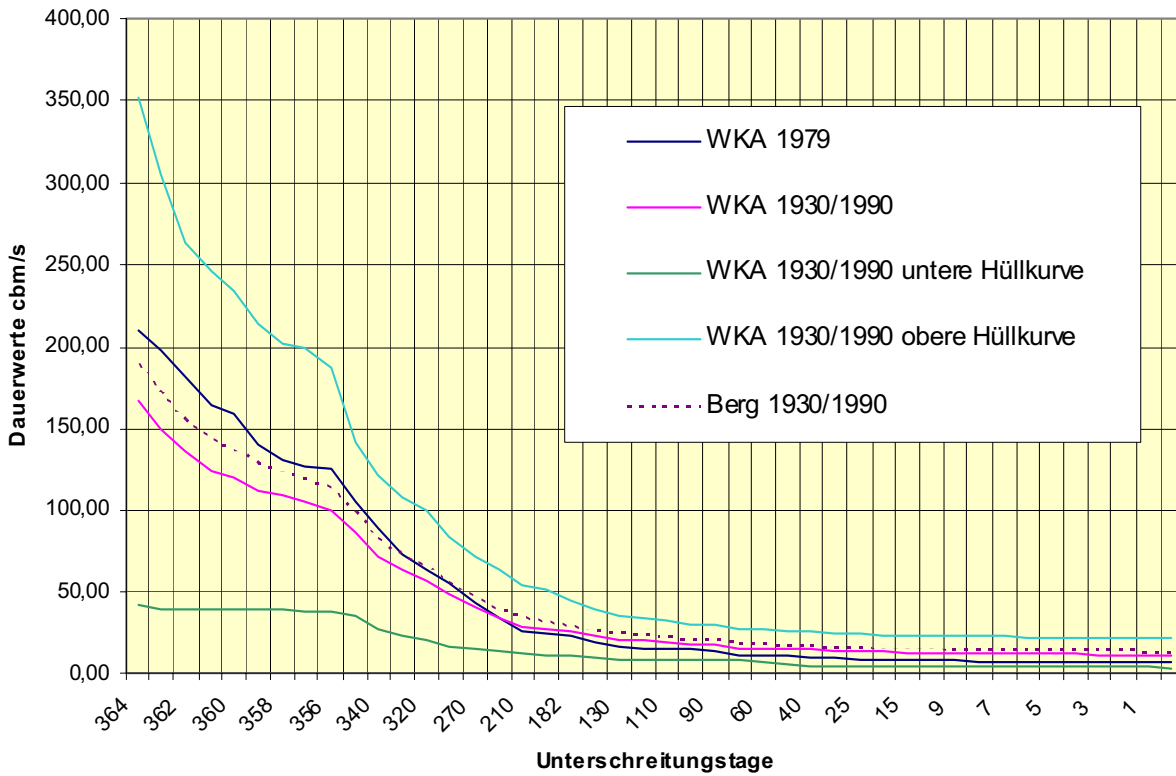


Abbildung 5.2: Abflussdauerlinie der Donau an der Wasserkraftanlage Alfredstal ( $A_{E_0} = 3560 \text{ km}^2$ ) und am Pegel Berg ( $A_{E_0} = 4047 \text{ km}^2$ ) für das mittlere Abflussjahr 1979 sowie die Zeitreihe 1930 - 1990.

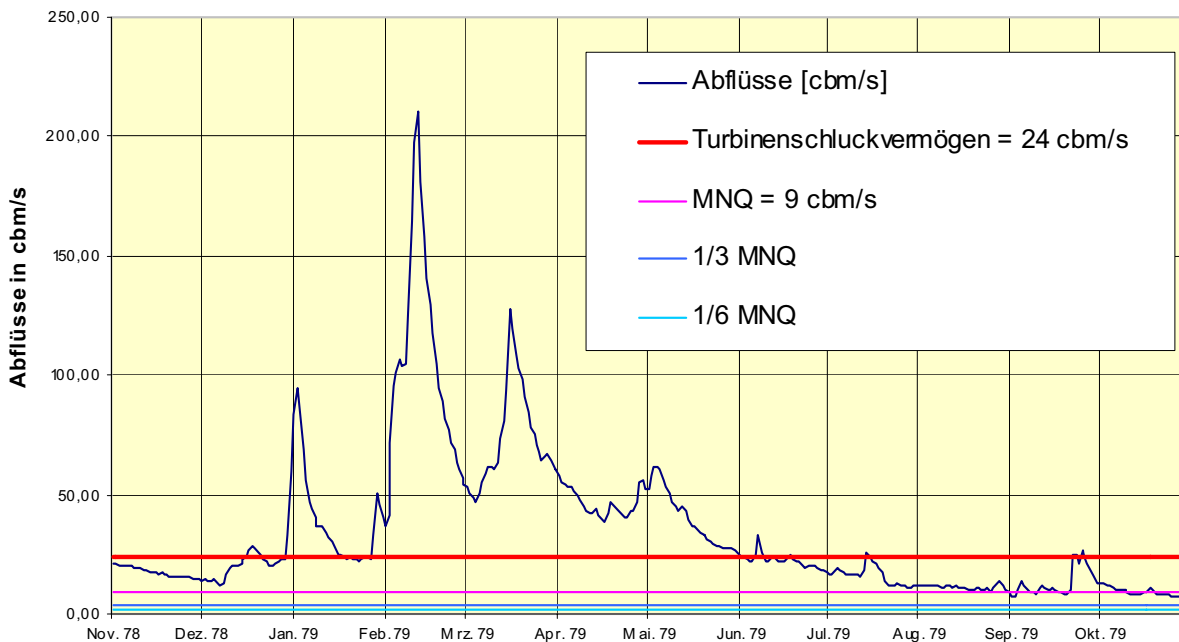


Abbildung 5.3: Jahresabflussganglinie für das mittlere Abflussjahr 1979 an der Wasserkraftanlage Alfredstal mit Eintrag des „Turbinenschluckvermögen“. Abflüsse größer 24 cbm/s fließen auch ohne Mindestabflussregelung über das Wehr in die Ausleitungsstrecke.

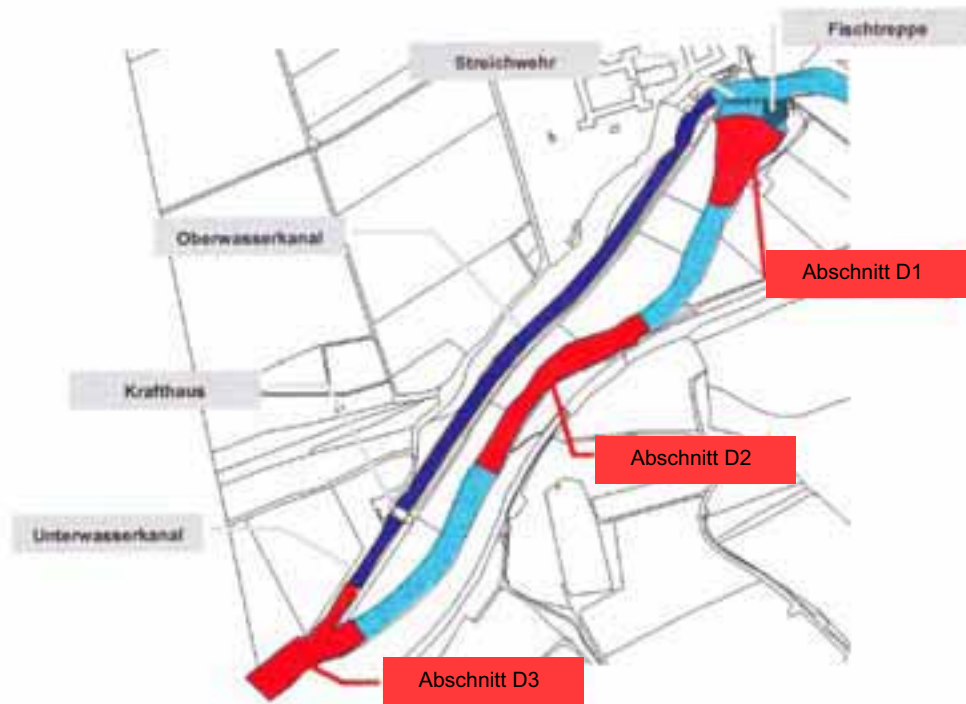


Abbildung 5.4: Aufteilung der Ausleitungsstrecke in strömungsrelevante Abschnitte [in Anlehnung an Technischen Bericht Universität Stuttgart 1/03].

### Morphologie

Die Querprofile der Ausleitungsstrecke weisen eine Breite von 40 bis 45 m und eine Tiefe von 2 bis 2,5 m auf. Die Sohlbreite beträgt ca. 30 m. Die Ufer sind 1:2 bis 1:3 geneigt, teilweise mit Gehölzen bewachsen und befestigt. Im direkten Unterwasser des Wehres (Abb. 5.10) ist die Strömung durch die Turbulenzen im bei Hochwasser auftretenden Tosbereich geprägt. Hierdurch entstehen im direkten Anschluss vielfältige Strukturen wie Inseln, Nebenarme und Flachwasserzonen (Abb. 5.8), was durch die relativ häufigen Wehrüberfälle gesteigert wird. Unterhalb dieser strukturreichen Strecke wird die Ausleitung durch den Rückstau einer ca. 500 m stromab der Ausleitung bestehenden natürlichen Schwelle dominiert. In diesem Bereich tritt die Strukturvielfalt zugunsten einer größeren Wassertiefe zurück. Die Sedimente bilden sich überwiegend aus kiesigen und steinigen Anteilen. Sie sind im linken Bereich des Hauptarmes (Außenkrümmung) als Deckschicht anzutreffen. Auf der rechten Seite ist eine locker gelagerte Kiesbank zu finden.

### Hydraulik

Die Strömungsverhältnisse können gemäß Abb. 5.4 in drei Abschnitte D1, D2 und D3 unterteilt werden. Der

obere Abschnitt D1 schließt sich direkt an das Wehr an. Hier führen Inselstrukturen und kurze Verzweigungen zu einer großen Strömungsvielfalt (Abb. 5.9). Im Abschnitt D2 / D3 ist die Strömung durch den darunter vorhandenen, natürlichen Stau mit deutlich geringeren Fließgeschwindigkeiten und größeren Fließtiefen dominiert. Die Strömungsvielfalt nimmt in diesem Bereich ab.

Dotationsversuche wurden 1996 für Abflüsse von  $Q = 0,75; 1,50; 2,25; \text{ und } 3,0 \text{ m}^3/\text{s}$  d.h. von  $1/12$  bis  $1/3$  MNQ (MNQ =  $9 \text{ m}^3/\text{s}$ ) an jeweils 3 Querprofilen zur Ermittlung der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten durchgeführt. Im Jahr 2003 wurde insbesondere im Hinblick auf die Durchgängigkeit an der letzten Schnelle (pessimale Schnelle) Messungen im Abschnitt D2 durchgeführt. Das Ergebnis dieser repräsentativen Messung ist in der folgenden Abb. 5.5 aufgetragen.



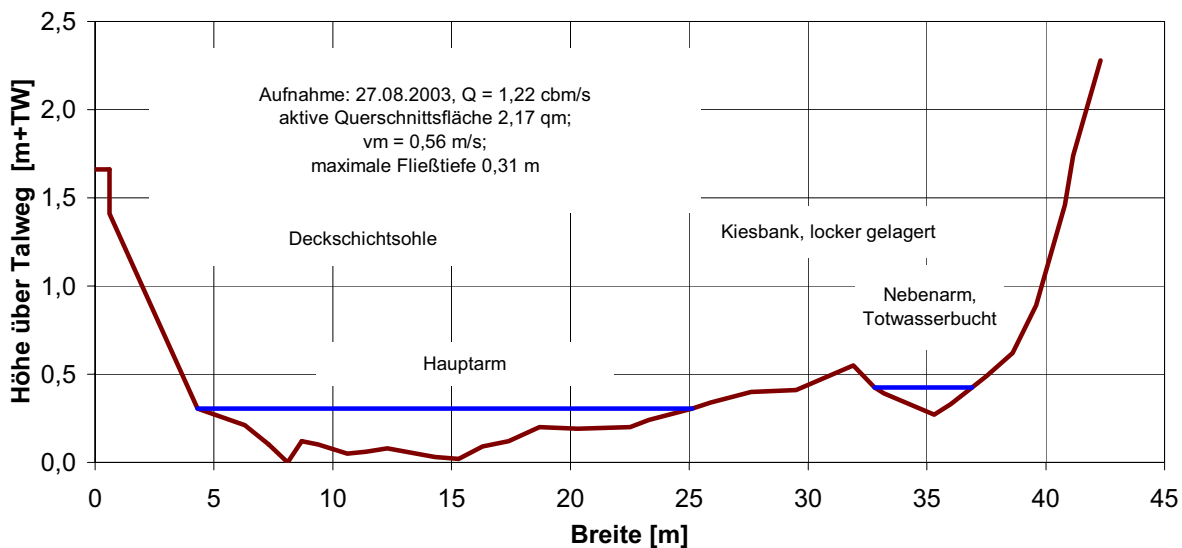


Abbildung 5.5: Profilaufnahme an der pessimalen Schnelle

Die größte Fließtiefe an dieser Schnelle beträgt bei einem Abfluss von  $1,22 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $< 1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) im Hauptarm 31 cm; im nicht durchströmten Nebenarm sind 6 cm Fließtiefe aufgetreten. Als mittlere Fließgeschwindigkeit wurden  $0,56 \text{ m/s}$  ermittelt. Die Abflüsse wurden unterhalb der durchwanderungskritischen Schnelle gemessen. Die mittlere Fließgeschwindigkeit ist dort bereits auf  $0,21 \text{ m/s}$  abgefallen.



Abbildung 5.6: Wehrüberlauf am Streichwehr, Wehrklappe und Raue Teilrampe.

## 5.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des Wasserkrafterlasses erfolgt durch die örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (=  $3000 \text{ l/s}$ ) unter Berücksichtigung ökologischer Kriterien nach Kapitel B.

Die Dotationsversuche von 1996 waren Entscheidungsgrundlage für den öffentlich rechtlichen Vertrag vom Februar 2001 in dem die genannte Regelung für das Altrecht auf freiwilliger Basis getroffen wurde.

Im Zuge der Bearbeitung dieses Leitfadens wurden die neuen fischereilichen Vorgaben im Anhang 3 erstmals systematisch landeseinheitlich zusammengestellt. Im Jahr 2003 wurde zusätzlich das Simulationsmodell CASiMiR an der WKA Alfredstal eingesetzt.

### 1. Fischökologische Zuordnung

Die Donau ist in diesem Bereich dem Übergang zwischen der Äschen- zur Barbenregion zuzurechnen. Hier treten Äsche, Barbe und Nase natürlicherweise häufig auf. Diese sind als Zeigerarten festgelegt. Für diese neuen Anforderungsprofile werden die im Anhang 3 aufgeführten Kenngrößen herangezogen.

### 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Im Hinblick auf die Festlegung eines adäquaten Mindestabflusses sind hier insbesondere die Habitatansprüche juveniler und subadulter Barben und Nasen von entscheidender Bedeutung. Diese Lebensraumansprüche wurden auch im Simulationsmodell CASiMiR verwendet und für jedes Element des Gerinnemodells überprüft, inwieweit sie erfüllt sind.

### 3. Ökologischer Wert

Die Ausleitungsstrecke weist im oberen Drittel eine sehr

gute Struktur auf. Es besteht ein nahezu durchgehender, abwechslungsreicher und gestufter Gehölzsaum, die Ufer sind zum Teil mit grobem Steinwurf gesichert, flache Bereiche, Kiesinseln und tiefere Gumpen wechseln sich ab. Kleinfische und vor allem Jungfische finden in diesem strukturreichen Bereich einen vielfältigen Lebensraum.

Im unteren Teil verliert die Ausleitungsstrecke, bedingt durch den natürlichen Rückstau einer Schwelle, ihre Vielfalt. In den anschließenden Abschnitten weist die Donau eine gute Struktur mit hohem fischökologischem Wert auf (Naturschutzgebiet Donauwiesen 1 und 2).

#### 4. Erforderliche Teilfunktionen und Rahmenbedingungen des Lebensraumes

Im Hinblick auf den weitgehenden natürlichen Einstau der Strecke, den geringen Ausbaugrad der Wasserkraftanlage und der guten Struktur der angrenzenden Donau sind in der Ausleitungsstrecke Abstriche bei den Teilfunktionen des Lebensraums vertretbar. Die Eignung als Laichhabitat wird nur für das strukturell besonders gut geeignete obere Drittel der Ausleitung gefordert. Für die gesamte Ausleitung muss die Durchgängigkeit gewährleistet werden. Die aufwärts wandernden Fische müssen die Ausleitungsstrecke auffinden können (siehe Kapitel C).



Abbildung 5.7: Vielfältige Gewässerstrukturen im oberen Teil der Ausleitungsstrecke.

#### 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Für die Ausleitungsstrecke wurden zwei repräsentative Strecken festgelegt: Eine im oberen, strukturreichen Bereich unterhalb der Wehranlage (D1, ca. 150 m Länge) und eine in der eher gleichmäßigen, stärker durch Rückstau beeinflussten Gewässerstrecke (D2, ca. 350 m Län-

ge). Neben Wasserspiegel-, Abfluss- und Strömungsmessungen wurden geometrische Aufnahmen durchgeführt. Beim CASiMiR-Verfahren wurden zusätzlich Kartierungen der Unterstand- und Substratbedingungen in beiden Strecken durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Kapitel 6.2 beschrieben und Abb. 5.8 dargestellt.

### 6. Umsetzung in Abflussgrößen

#### 6.1 Ergebnis Dotationsversuch

Im Jahr 1996 wurden Dotationsversuche für Abflüsse von  $Q = 0,75; 1,50; 2,25; \text{ und } 3,0 \text{ m}^3/\text{s}$  d.h. von  $1/12$  bis  $1/3$  MNQ ( $\text{MNQ} = 9 \text{ m}^3/\text{s}$ ) an jeweils 3 Querprofilen zur Ermittlung der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten durchgeführt. Aufbauend auf den Dotationsversuchen erfolgte die ökologische Bewertung durch Sachverständige (da Anhang 3 noch nicht vorlag). Als Kompromiss bezüglich des Altrechtes und der besonderen Situation (geringes Turbinenschluckvermögen und häufiges Durchströmen der Ausleitungsstrecke) wurden die in dem öffentlich rechtlichen Vertrag festgelegten Mindestabflüsse und der Bau der Teilrampe mit Wehrklappe vereinbart.

#### 6.2 Ergebnis CASiMiR [TECHNISCHER BERICHT INSTITUT FÜR WASSERBAU, UNIVERSITÄT STUTTGART 1/03]

Für beide Abschnitte wurden separate digitale Gerinnenmodelle erstellt. Die Berechnung der abflussabhängigen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten erfolgte mit dem zweidimensionalen Hydraulikmodell FESWMS (Finite-element surface-water modeling system), um der Heterogenität der Strecke mit Inseln und variablen Strukturen gerecht zu werden. Für die beiden Detailstrecken wurde das Abflussspektrum von  $0,5$  bis  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  für die Altersstadien laichend, Brut, juvenil und adult der drei Indikatorarten untersucht. Zusammen mit den kartierten Substraten und Unterständen sind damit die für die Standortwahl der Fische maßgebenden Parameter im digitalen Modell enthalten.

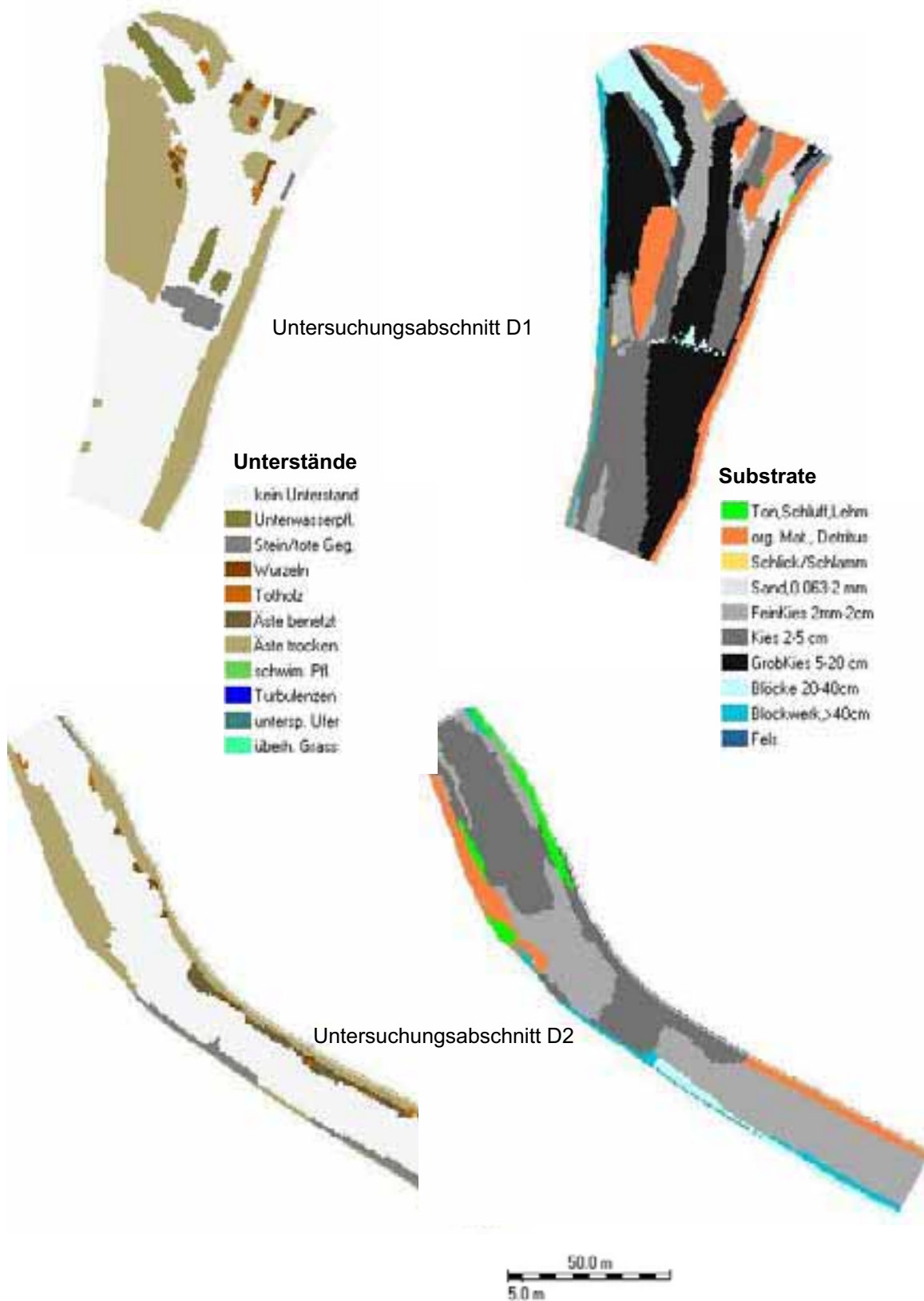


Abbildung 5.8: Verteilung der Unterstände (links) und Substrate (rechts) [aus Technischer Bericht Universität Stuttgart 1/03].



Abbildung 5.9: Inseln kurz unterhalb der rauen Rampe

Die Ergebnisse der hydraulischen Berechnungen verdeutlichen den starken Einfluss des Rückstaus in die Ausleitungsstrecke, bedingt durch die Naturschwelle ca. 500 m unterhalb der Wasserkraftanlage.

Die Untersuchungen des Habitatangebots für die Zeigerarten Äsche, Barbe und Nase lassen sich wie folgt zusammenfassen:

#### Äsche

Das Habitatangebot für die laichende und adulte Äsche nimmt mit steigendem Abfluss sehr deutlich zu bis  $Q_{\text{Min}} = 5 \text{ m}^3/\text{s}$ , für die Jungfische und die Brut hingegen reduziert sich das Lebensraumangebot. Insgesamt bietet die Ausleitungsstrecke für die Äschen bei einem Abfluss von  $Q_{\text{Min}} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$  genügend differenzierte Lebensräume mit teilweise auch guten Bedingungen für die laichende und adulte Äsche. Für die Brütlinge reduzieren sich die Habitate vor allem auf die Randzonen des Gewässerabschnitts. Unterhalb von  $Q_{\text{Min}} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$  sind insbesondere in D2 die Habitate für die Altersstadien laichend und adult stark verringert.

#### Barbe

Der Orientierungswert der tolerierbaren Habitatreduktion für die adulte Barbe wird unterhalb eines Abflusses von  $Q_{\text{Min}} = 3,8 \text{ m}^3/\text{s}$  überschritten, sofern der Turbinendurchfluss  $Q_{\text{T}} < 8 \text{ m}^3/\text{s}$  beträgt. Bei höheren Abflüssen der Donau nimmt das Habitatangebot zu. Für die juvenile Barbe wurde ein erforderlicher Mindestabfluss von  $1,25 \text{ m}^3/\text{s}$  ermittelt. Die Brütlinge finden bei Abflüssen  $Q_{\text{Min}}$

$< 3 \text{ m}^3/\text{s}$  ausreichend viele und gute Habitate. Sehr gute Laichhabitate sind in der Ausleitungsstrecke erst bei Abflüssen von  $Q_{\text{Min}} > 10 \text{ m}^3/\text{s}$  vorhanden. D1 bietet jedoch bereits bei einem Abfluss  $Q_{\text{Min}} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$  ausreichend Bereiche für die laichende Barbe. Bei diesem Durchfluss in der Ausleitungsstrecke reduzieren sich die Laichhabitate in D2 jedoch deutlich, wenn  $Q_{\text{T}} > 8 \text{ m}^3/\text{s}$  ansteigt. Um den Orientierungswert für die tolerierbare Habitatreduktion bei dieser Wasserführung der Donau nicht erheblich zu überschreiten, wäre in der Laichperiode im Mai und Juni dann ein Mindestabfluss von  $5 \text{ m}^3/\text{s}$  erforderlich.

#### Nase

Die strömungsliebende und in der Donau als gefährdet eingestufte Nase findet im adulten Entwicklungsstadium in D2 nur wenig Lebensraum, solange ein deutlicher Rückstau vorliegt. Bis  $Q_{\text{T}} < 16 \text{ m}^3/\text{s}$  ist das Habitatangebot jedoch ausreichend. Steigt der Abfluss über diesen Wert an, wäre ein Mindestabfluss von  $Q_{\text{min}} > 8 \text{ m}^3/\text{s}$  erforderlich, um eine deutliche Verbesserung zu erzielen. Der Bereich unterhalb der Ausleitungsstrecke wird jedoch als geeignetes Ausweichhabitat eingeschätzt. Ebenso bietet D1 geeignete Lebensräume, wenn  $Q_{\text{min}} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$  nicht unterschritten wird. Die Jungfische und Brütlinge finden ausreichende Habitate bei Abflüssen bis  $Q_{\text{min}} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$ . Laichhabitate für die Nase wären bei  $Q_{\text{min}} = 5 \text{ m}^3/\text{s}$  vorhanden. Bei Verzicht auf die Laichplatzfunktion in D 2 ergibt sich ein Abfluss von  $3 \text{ m}^3/\text{s}$ .

#### Regelung aufgrund Dotationsversuch

Während der Laich- und Brütlingszeit der Zeigerarten Äsche und Barbe wurde eine erhöhte Wasserführung in der Ausleitungsstrecke für erforderlich gehalten. Dies entspricht auch den natürlichen Verhältnissen (Schneeschmelze, Frühjahrsregenereignisse). Deshalb wurde im öffentlichen Vertrag eine jahreszeitliche Staffelung mit einem erhöhten Abfluss von  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$  vom 15. März bis 15. Juni festgelegt.

#### CASiMiR

Eine dynamische Erhöhung nach CASiMiR wäre nur zur Gewährleistung der Laichplatzfunktion auch unter Berücksichtigung der Nase in D 2 erforderlich. Auf die jahreszeitliche Abflussstaffelung wird jedoch verzichtet, da in Abschnitt D1 geeignete Lebensräume bestehen.

### Prüfung zuflussabhängige dynamische Erhöhung

Eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung lässt keine wesentliche Verbesserung der Lebensraumfunktion für die Indikatorarten erwarten.

### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Die örtliche Anpassung des Orientierungswerts würde nach CASiMiR einen Mindestabfluss von 3000 l/s (in diesem Fall =  $\frac{1}{3}$  MNQ) außerhalb der Laichzeit von Barbe und Nase erfordern.

Der Ausbauabfluss von 24 m<sup>3</sup>/s der Wasserkraftanlage Alfredstal wird jedoch an 160-180 Tagen im Jahr überschritten (Abb. 5.2 bis 5.4). Dadurch erhält die Ausleitungsstrecke häufig einen höheren Abfluss.

Der im Jahr 2001 in einem öffentlich-rechtlichen Vertrag aufgrund von Dotationsversuchen festgelegte Kompromiss zwischen 0,5 und 1,5 m<sup>3</sup>/s berücksichtigt das geringe Schluckvermögen der Turbine mit den häufigen Wehrüberläufen und damit eines zusätzlichen Mindestabflusses sowie die Herstellung der Durchgängigkeit am Streichwehr mit einer Teilrampe. Zusätzlich wurden die seither

schon vorhandenen und bemerkenswerten Jungfischhabitate bei wesentlich geringerem  $Q_{\min}$  des Altrechtes (100 l/s über eine Fischtreppe) verbessert, was durch eine Bestandsaufnahme im Jahr 2003 bestätigt wurde.

Nach neueren fischereilichen Erkenntnissen lässt diese Regelung jedoch den Lebensraumcharakter für die Nase und für adulte Äschen und Barben im oberen Teil der Ausleitungsstrecke außer Betracht. Für große Fische bestehen außerhalb der Ausleitungsstrecke ausreichend Lebensräume.

### 5.3 Auswirkung des Mindestabflusses auf die Energiegewinnung

Mit dem CASiMiR-Teilmodul WASKRA wurden energiewirtschaftliche Berechnungen durchgeführt, um die ökonomischen Auswirkungen unterschiedlicher Mindestabflussregelungen quantitativ beurteilen zu können. Grundlagen dieser überschlägigen Berechnungen waren:

- Abflussabhängige Fallhöhe nach der hydraulischen Modellierung und einzelner Feldmessungen

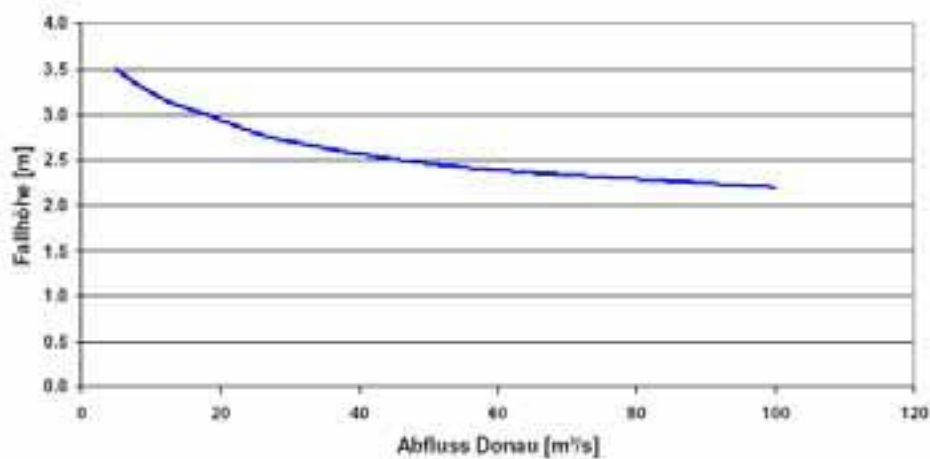


Abbildung 5.10: Abflussabhängige Fallhöhe am Wasserkraftstandort Alfredstal, Donau (angenähert)

- Ausbauabfluss der Anlage 24 m<sup>3</sup>/s
- Gesamtwirkungsgrad der Anlage (Annahme) 0,65 (konstant)
- Abflussganglinien an der Wasserkraftanlage für das mittlere Abflussjahr 1979

von 3 m<sup>3</sup>/s mit einer Minderproduktion 11 % für ein mittleres Abflussjahr wie 1979 zu rechnen (Abb. 5.11).

Bezogen auf die Nulldotation wäre bei der bestehenden Mindestabflussregelung mit einer Minderproduktion von 2,8 % und bei einer konstanten Mindestabflussregelung



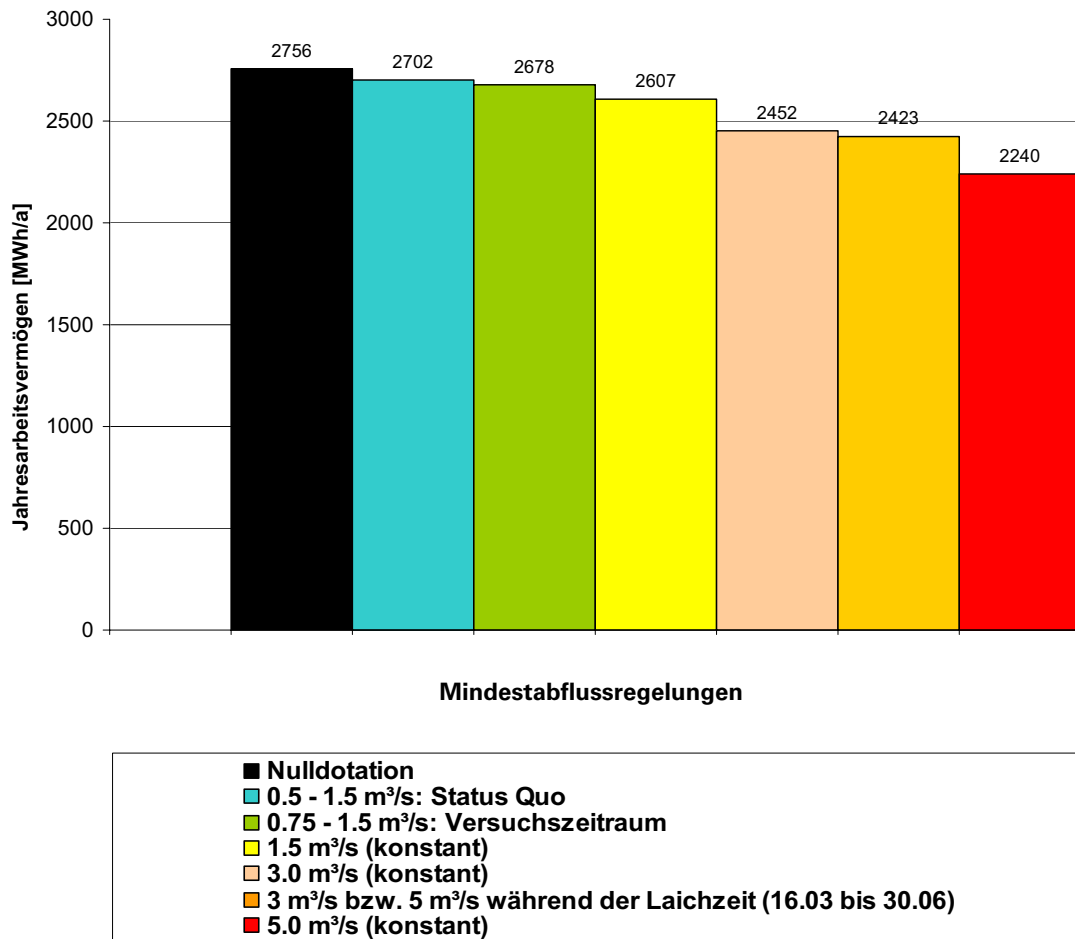


Abbildung 5.11: Energiewirtschaftliche Auswirkungen unterschiedlicher Mindestabflussregelungen für das mittlere Abflussjahr 1979

**6 KRAFTWERK MAULBURG / WIESE**

**6.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE,  
BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN**

Schwarzwaldes. Sie entspringt auf etwa 1000 m ü. NN in der Nähe des Feldberges. Nach einer Gesamtlänge von knapp 60 km mündet die Wiese bei Basel in den Rhein. Bei Flusskilometer 35, in der Nähe von Maulburg, befindet sich die Wasserkraftanlage.

**Topographie / Lage**

Die Wiese befindet sich am südlichen Rand des

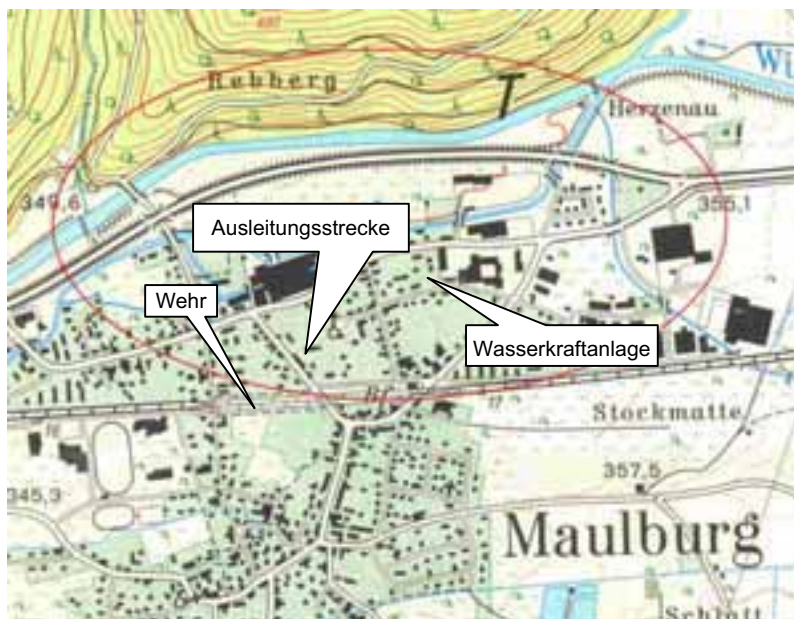


Abbildung 6.1: Wiese, Lageskizze aus TK L 8312 Schopfheim

**Hydrologie**

Die hydrologischen Daten, die der Berechnung zugrunde liegen, stammen aus den Jahren 1983 bis 1999. Der Pegel Zell liegt oberstrom der Anlage und hat ein Einzugsgebiet von 206 km<sup>2</sup>. Aus der Größe des Einzugsgebietes der

WKA Maulburg mit 314 km<sup>2</sup> können die Daten aus der Aufzeichnung des Pegels extrapoliert werden. Diese sind in den folgenden Abbildungen und in Tabelle 6.1 zusammenfassend dargestellt.

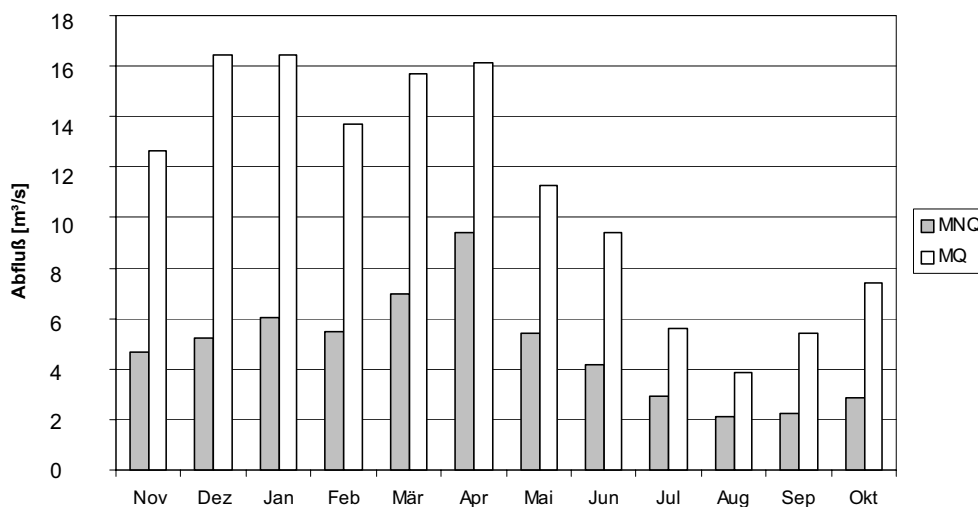


Abbildung 6.2: MQ und MNQ am Ausleitungswehr in Maulburg (Beobachtungsreihe von 1983 bis 1999)

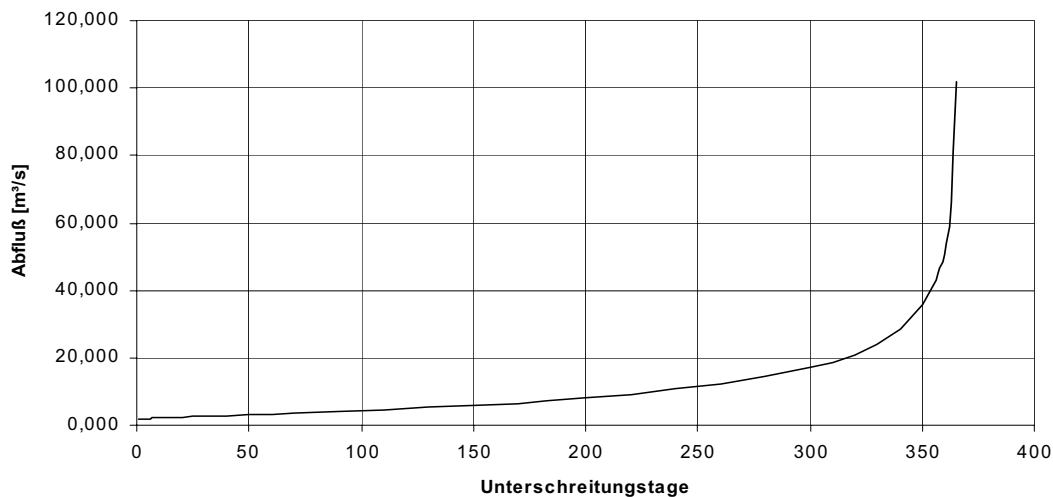


Abbildung 6.3: Abflussdauerlinie der Wiese

Tabelle 6.1: Hydrologische Kennzahlen der Wiese

<b>WKA Maulburg 1983/ 1999</b>	Winter	Sommer	Jahr	Datum
<b>NQ</b>	1,358	1,107	1,107	27.10.1985
<b>MNQ</b>	3,288	1,796	1,750	
<b>MQ</b>	15,191	7,154	11,172	
<b>MHQ</b>	107,089	46,142	107,089	
<b>HQ</b>	197,400	101,661	197,400	22.12.1991

### Morphologie

Die ca. 1.300 m lange Ausleitungsstrecke ist morphologisch einförmig. Bei einem mittleren Sohlgefälle von nur 0,4 % und einer nur mäßigen Breitenvarianz ist die Strömungsdiversität äußerst gering.

Das Wehr besteht aus einem durchgehenden Segment. Ein technisches Aufstiegsbauwerk ist vorhanden.

### Hydraulik

Bei der Bestimmung der hydraulischen Größen in der Ausleitungsstrecke wurden drei verschiedene Abflüsse eingestellt und bestimmt. Die Durchlässe wurden vom Betreiber eingestellt.

Die Geschwindigkeiten in den einzelnen Messlotrechten wurden mit einem Messflügel bestimmt. Die mittlere Geschwindigkeit ( $u_m$ ) und die Wassertiefe ( $h$ ) sind in Tabelle 6.2 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 6.2: Ergebnisse der hydraulischen Messungen

$Q$ [m³/s]	$u_m$ [m/s]	$h_{max}$ [m]
0,740	0,20	0,31
1,182	0,25	0,36
1,355	0,27	0,38

### 6.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des **Wasserkrafterlasses Baden-Württemberg** erfolgt durch örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 583 l/s) nach den in Kapitel B beschriebenen Schritten:

#### 1. Fischökologische Zuordnung

Im Bereich der WKA ist die Wiese ein Gewässer der Äschenregion im Rheineinzugsgebiet. Die natürliche Fischfauna umfasst hier ein Spektrum von ca. 20 Arten. Leitfischart ist die Äsche; zusätzlich war die Wiese im Bereich Maulburg ein bedeutender Lebensraum für den

Lachs. Die vorliegenden Ergebnisse neuerer Bestandserhebungen zeigen, dass im Bereich Maulburg aktuell mindestens sieben Arten auftreten. Das gegenwärtige Arteninventar beinhaltet die im vorliegenden Leitfaden mit ihren Anforderungsprofilen beschriebenen Arten Bachforelle, Groppe, Elritze und Hasel. Die früher in diesem Bereich häufig vorkommende Äsche wurde bei neueren Bestandserhebungen nicht festgestellt. Im Rahmen des Wanderfischprogramms der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) ist die Wiedereinbürgerung des Lachses in der Wiese vorgesehen.

## 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Zur Festlegung eines adäquaten Mindestabflusses wird insbesondere das im Anhang 3 dargestellte Anforderungsprofil der Äsche herangezogen. Die Äsche würde bei naturnahen Verhältnissen zu den häufigsten Fischen in diesem Bereich zählen. Ihr Bestand reagiert andererseits sehr sensibel auf Verschlechterungen der Rahmenbedingungen. Im Hinblick auf die vorgesehene Lachswiedereinbürgerung wird zusätzlich das Anforderungsprofil dieser Fischart herangezogen. Es kann vorausgesetzt werden, dass die anderen zur natürlichen Fischfauna zählenden Indikatorarten keine größeren Abflussmengen benötigen, um adäquate Rahmenbedingungen vorzufinden.

## 3. Ökologischer Wert

Wie die morphologische Beschreibung zeigt, ist die Ausleitungsstrecke weitgehend monoton ausgebaut. In der Gesamtbetrachtung des Gewässers zählt sie dennoch zu den strukturell höherwertigen Abschnitten. Zur Verbesserung der Rahmenbedingungen für die Gewässerlebensgemeinschaft besteht Renaturierungsbedarf. Im Hinblick auf die Leitfischart Äsche wäre insbesondere eine Verbesserung des Angebotes an tieferen Gewässerbereichen sinnvoll. Zusätzlich sollten Rückzugsbereiche geschaffen werden, die bei Hochwasserabflüssen Strömungsschutz bieten.

## 4. Erforderliche Teilfunktionen des Lebensraums

Die Wiese ist zum weitaus größten Anteil ihrer Gesamtlänge (ca. 80 % im Gewässerabschnitts 1. Ordnung) ausgeleitet. Im Hinblick auf diese sehr starke Nutzung des Gewässers und wegen der großen Länge der Ausleitungstre-

cke bei Maulburg (ca. 1.300 m) wird es als erforderlich angesehen, dass dieser Abschnitt als Lebensraum für alle Alterstadien der Indikatorarten geeignet ist. Der Mindestabfluss wird dann maßgeblich durch ganzjährig erforderliche Lebensraumfunktionen für adulte Fische bestimmt. Dabei wird angenommen, dass bei geeigneten Rahmenbedingungen für adulte Äschen auch die natürlicherweise nur saisonal im Gewässer auftretenden adulten Lachse hinreichende Bedingungen vorfinden. Auf dieser Grundlage ist eine jahreszeitliche Staffelung des Mindestabflusses hier nicht angebracht.

## 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Im Verlauf der weitgehend monotonen Strecke bestehen nur geringe strukturelle Unterschiede. Abbildung 6.4 zeigt einen für die Lebensraumfunktion der Ausleitungsstrecke repräsentativen Abschnitt. Im Hinblick auf die Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit der Strecke werden zusätzlich der Abschnitt an der Rückleitung des Triebwerkkanals und die pessimale Schnelle betrachtet.



Abbildung 6.4: Ausleitungsstrecke der WKA Maulburg bei einem Abfluss von  $1,18 \text{ m}^3/\text{s}$

## 6. Umsetzung in Abflussgrößen

Die eingestellten Abflüsse ergaben sowohl bei  $1,18 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca. 0,67 MNQ) als auch bei  $1,36 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca. 0,77 MNQ) zufriedenstellende Verhältnisse in der Ausleitungsstrecke. Dagegen zeigte sich bei  $0,74 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca. 0,42 MNQ), dass bedeutende Anteile des Gewässerbetts entweder trocken fielen oder zu flach überströmt wurden, um auch für größere Individuen nutzbar zu sein. Daher muss der Abfluss deutlich oberhalb 0,42 MNQ liegen. Der bereits vor einigen Jahren wasserrechtlich festgelegte Wert von  $1000 \text{ l/s}$  entsprechend 0,57 MNQ wird durch diese Abschätzung als angemessen bestätigt. Er hat sich auch über mehrjähri-

ge Beobachtungen bewährt. Die Durchwanderbarkeit und die Auffindbarkeit der Strecke waren bei allen eingestellten Abflüssen gewährleistet.

#### Prüfung zuflussabhängige dynamische Erhöhung

Eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung lässt keine wesentliche Verbesserung der Lebensraumfunktionen für die Indikatorarten erwarten.

#### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Die örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ bestätigt den bereits im vorangegangenen Wasserrechtsverfahren festgelegten konstanten Mindestabfluss von 1000 l/s. Dies entspricht 0,57 MNQ.

### 6.3 VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN NACH ANHANG 5

In Anlehnung an das **Biotop-Abfluss-Modell** ist innerhalb der ersten Phase bei der Anwendung dieses Modells unter dem Kriterium des Einhaltens einer minimalen Wassertiefe zum Erhalt der Durchgängigkeit ein unterer Grenzwert für den Mindestabfluss festzulegen. Wasserspiegellagemessungen in der pessimalen Schnelle haben gezeigt, dass schon bei einem Abfluss von knapp 200 l/s die erforderliche Mindestdtiefe von 0,2 m für den Erhalt der Durchgängigkeit in der Äschenregion eingehalten ist. Bei einer weiteren Plausibilitätsprüfung kommt es jedoch zu einer deutlichen Erhöhung dieses Orientierungswertes, da die geforderte mittlere Querschnittsgeschwindigkeit von 0,3 m/s mit 200 l/s nicht eingehalten werden kann. Wie in 6.6 zu sehen ist, stellt sich dieser Wert erst bei einem Abfluss von 1700 l/s ein. Der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  in der Zeit zwischen Juni und Februar beliefe sich demnach auf 1700 l/s.

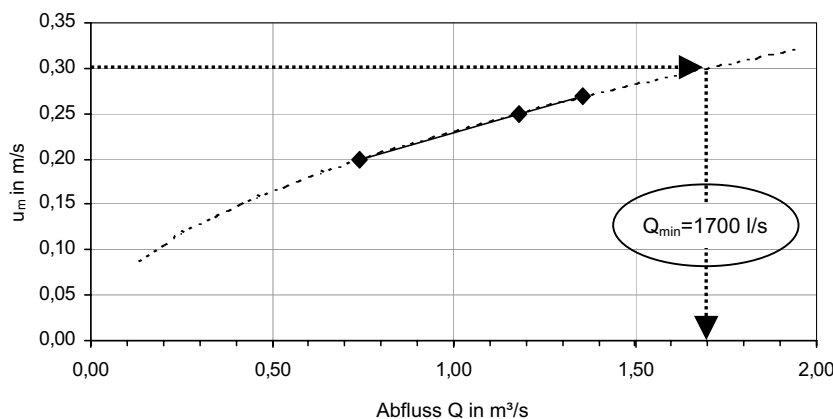


Abbildung 6.5: Mittlere Fließgeschwindigkeiten im Querschnitt

Die Abflussdynamisierung nach Empfehlung des **Biotop-Abfluss-Ansatz** [LAWA, 2001] erfolgt über die Untersuchung der mittleren Wassertiefen im Talweg. Unter Einhaltung des Mindestwertes von 0,5 m in der Äschenregion erhält man mittels Extrapolation der drei gemessenen Werte einen Abfluss von 3200 l/s. Diese 3200 l/s werden als  $Q_{\min(LR)}$  festgelegt und müssten in den Monaten März bis Mai an die Ausleitungsstrecke des WKA Maulburg an der Wiese abgegeben werden.

Bezugnehmend auf die hydrologischen Daten müsste man im Rahmen der Verwendung des **Ökohydrologischen Ansatzes** der LAWA den Orientierungswert  $Q_{\min}$  auf den Wert des MNQ von 1750 l/s festlegen. Nach der

Plausibilitätsprüfung an der pessimalen Schnelle wird die geforderte Mindestdtiefe  $T_{\min}$  von 0,2 m bei diesem Abfluss eingehalten. Eine Erhöhung des Orientierungswertes  $Q_{\min}$  ist somit nach diesem Ansatz nicht notwendig.

Die Abflussdynamisierung soll laut Empfehlung des **Ökohydrologischen Ansatzes** mittels des  $MNQ_{\text{Sommer}}$  - Wertes erfolgen. Da sich dieser Wert von knapp 1800 l/s nicht lebensraumwirksam von  $Q_{\min}$  unterscheidet, wird die Dynamisierung mit Hilfe des arithmetischen Mittels der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse in der Laich- und Entwicklungsmonaten durchgeführt. Somit soll der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  in der Laich- und Entwicklungsphase der Äsche in Anlehnung an den Ökohydrolo-



gischen Ansatz 7270 l/s betragen.

Bei der Anwendung des **Habitat-Prognose-Modells** war es nicht möglich, einen signifikanten Wert für einen Mindestabfluss an der Wiese in Maulburg festzulegen. Die in Abb. 6.6 zu sehenden Graphen weisen keinen eindeutigen Knick auf, bei dem ein sprunghafter Anstieg einer Individuenart erkennbar wäre.

Aufgrund der Tatsache, dass das Einzugsgebiet der WKA

Maulburg an der Wiese größer als 50 km<sup>2</sup> ist, liegt der Orientierungswert für die Ermittlung des Mindestabflusses nach dem **Wasserkrafterlass Hessen** bei 0,33 MNQ. Das entspricht einem Abfluss von 583 l/s. Unter Berücksichtigung des nach dem Erlass ermittelten ungleichmäßigen Abflussverhaltens im Jahresverlauf wird für die spezifischen örtlichen Gegebenheiten eine Erhöhung des Orientierungswertes um 15 % ermittelt. Somit wird für die Ausleitungsstrecke nach dem Erlass von Hessen ein Mindestabfluss von 670 l/s = 0,38 MNQ festgelegt.

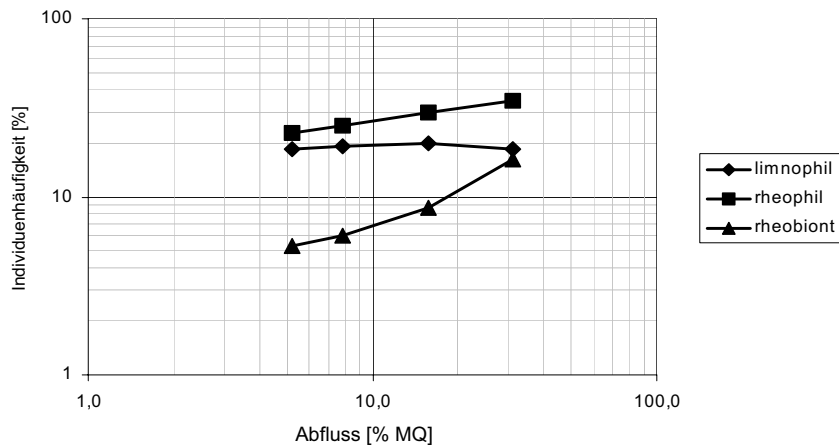


Abbildung 6.6: Mindestwasserabfluss nach dem HPM

Der Mindestwasserabfluss, dem eine **konstanten Abflussspende** von 2 l/(s km<sup>2</sup>) zugrunde liegt, beträgt 628 l/s, was etwa 0,36 MNQ an dieser Stelle entspricht.

In Abb. 6.7 sind die Ergebnisse der Berechnung der Mindestabflüsse an der Wiese zusammengefasst. Hierbei wird  $Q_{min}$  jeweils im Verhältnis zu MNQ dargestellt.

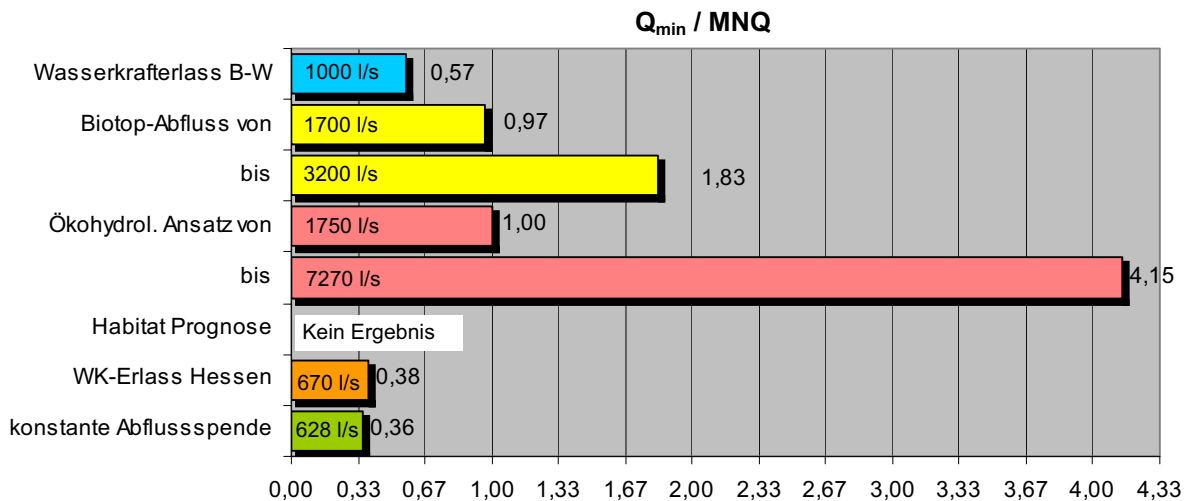


Abbildung 6.7: Mindestabflüsse nach verschiedenen Verfahren, Maulburg / Wiese

## 7 KRAFTWERK OBERRIED / BRUGGA

### 7.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

#### Topographie / Lage

Die Brugga befindet sich im südlichen Schwarzwald in der Nähe von Freiburg im Breisgau. Ihren Ursprung bilden vier kleine Bäche in einer Höhe von etwa 1000

m ü. NN. Sie wird mit ihrem mittleren jährlichen Abfluss von 1560 l/s als ein mittelgroßes Gewässer bezeichnet. Sie mündet 3 km östlich von Freiburg in die Dreisam. Bis auf die Höhe des Wasserkraftwerkes verläuft die Brugga in einem engen Tal mit knapp 4 % Sohlengefälle. Ab Oberried weitet sich das Tal jedoch auf und der Fluss fließt mit einem nur noch mäßigen Gefälle relativ stark verzweigt bis zur Mündung in die Dreisam.



Abbildung 7.1: Brugga, Lageskizze aus TK L 8112 Freiburg im Breisgau Süd

#### Hydrologie

Der Pegel Oberried liegt in unmittelbarer Nähe zur WKA und besitzt somit etwa das gleiche Einzugsgebiet von 40 km<sup>2</sup>. Die Daten können hier ohne Extrapolation

verwendet werden (siehe Anhang 2). Die hydrologischen Daten, die der Berechnung zugrunde liegen, stammen aus den Jahren 1934 bis 1996 (Abbildungen 7.2 und 7.3 sowie Tabelle 7.1).

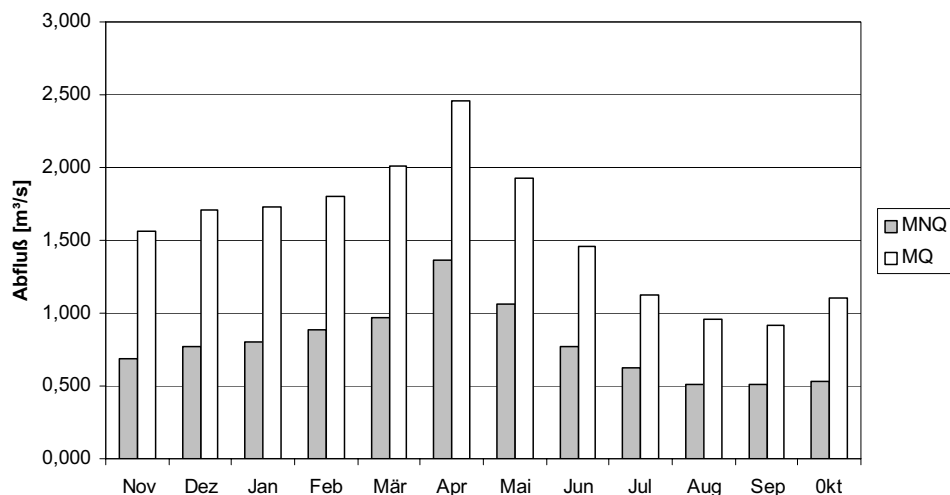


Abbildung 7.2: Brugga, saisonale Verteilung der mittleren monatlichen Abflüsse  $MQ_{\text{Monat}}$  und  $MNQ_{\text{Monat}}$

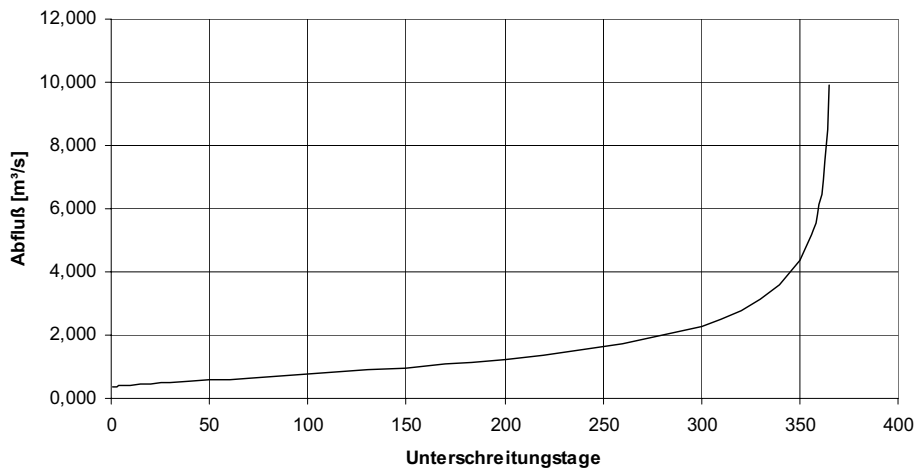


Abbildung 7.3: Brugga, Abflussdauerlinie

Tabelle 7.1: Hydrologische Kennzahlen an der Ausleitungsstrecke der Brugga

<b>WKA Oberried 1934/ 1996</b>	Winter	Sommer	Jahr	Datum
<b>NQ</b>	0,197	0,190	0,190	15.01.1959
<b>MNQ</b>	0,517	0,403	0,369	
<b>MQ</b>	1,880	1,250	1,560	
<b>MHQ</b>	13,800	11,800	16,000	
<b>HQ</b>	33,600	33,500	33,600	23.11.1944

## Morphologie

Die Ausleitungsstrecke der WKA Oberried ist morphologisch sehr vielseitig, die Variabilität der Gewässerbreite und der Strömungssituationen ist sehr groß. Das mittlere

Gefälle bezogen auf die Gesamtlänge von 800 m beträgt 3,75 %. Die untersuchte Messstrecke liegt im Bereich von 2 %.

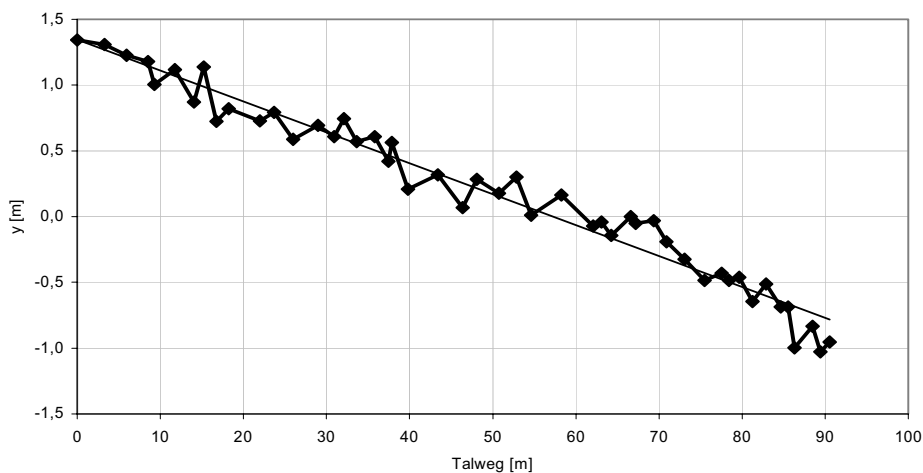


Abbildung 7.4: Längsprofil der Ausleitungsstrecke an der Brugga mit mittlerem Gefälle

Die Messstrecke wird durch Granitblöcke charakterisiert, die an manchen Stellen die Gewässersohle bilden.

Das Ausleitungsbauwerk besteht aus einem Wehr mit betoniertem Rücken. Der wasserrechtlich festgelegte Mindestabfluss wird hier durch eine in den Wehrrücken integrierte Fischaufstiegsanlage der Ausleitungsstrecke zugeführt. Das Aufstiegsbauwerk ist konstruktionsbedingt nicht funktionstüchtig, zusätzlich neigt die Dotationsöffnung zur Verklausung.

### Hydraulik

Der untersuchte Messquerschnitt (pessimale Schnelle) in der Ausleitungsstrecke liegt etwa 50 m oberstrom des Kraftwerks. Dort wurden bei drei verschiedenen Abflüssen die mittlere Fließgeschwindigkeit ( $u_m$ ) und die maximale Wassertiefe ( $h$ ) gemessen. Zusätzlich wurden Wasserspiegellagen und die Geometrie der pessimalen Schnelle aufgenommen.

Tabelle 7.2: Ergebnisse der hydraulischen Messung

$Q$ [m <sup>3</sup> /s]	$u_m$ [m/s]	$h_{max}$ [m]
0,094	0,16	0,16
0,344	0,25	0,26
0,660	0,34	0,30



Abbildung 7.5: Ausleitungswehr des Wasserkraftwerkes bei einem Abfluss von ca. 60 l/s (1/6 MNQ)

## 7.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des Wasserkrafterlasses Baden-Württemberg erfolgt durch örtliche Anpassung des Ori-

entierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 123 l/s) nach den in Kapitel B beschriebenen Schritten:

### 1. Fischökologische Zuordnung

Die Brugga ist im Bereich der Wasserkraftanlage ein Gewässer der oberen Forellenregion im Rheineinzugsgebiet. Die natürliche Fischfauna umfasst an diesem Ort die Arten Bachforelle, Groppe und Bachneunauge. Alle genannten Arten wurden bei Bestandserhebungen im Bereich Oberried nachgewiesen, daher ist das natürliche Artenspektrum auch aktuell vorhanden.

### 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Im Hinblick auf die Festlegung eines adäquaten Mindestabflusses sind hier die Habitatansprüche der Bachforelle entscheidend, da angenommen werden kann, dass die anderen vorkommenden Arten keine größeren Abflussmengen benötigen, um adäquate Rahmenbedingungen vorzufinden. Das Anforderungsprofil der Bachforelle kann Anhang 3 entnommen werden.

### 3. Ökologischer Wert

Die Ausleitungsstrecke der Wasserkraftanlage ist ein naturnaher und strukturell hochwertiger Gewässerabschnitt, für den kein zusätzlicher Renaturierungsbedarf besteht. Strukturell sind in diesem Abschnitt Laichhabitate sowie Teilebensräume für alle Altersstufen der vorkommenden Arten vorhanden.

### 4. Erforderliche Teilfunktionen und Rahmenbedingungen des Lebensraums

Die Definition der innerhalb der Ausleitungsstrecke erforderlichen Rahmenbedingungen des Lebensraums beinhaltet generell die Durchwanderbarkeit und erfolgt darüber hinaus unter Berücksichtigung der Bedeutung dieses Abschnitts im Gewässersystem. Die Ausleitungsstrecke ist strukturell hochwertig. Mit einer Länge von ca. 800 m nimmt sie einen bedeutenden Anteil der insgesamt etwa 16 km langen Brugga ein. Hinzu kommt, dass dieses Gewässer durch eine Vielzahl weiterer Kleinwasserkraftanlagen genutzt wird. Es wird als erforderlich angesehen, dass die Ausleitungsstrecke der WKA als Lebensraum für alle Alterstadien der vorkommenden Arten geeignet ist. Im Hinblick auf eine Bemessung des Mindestabflusses ist hier insbesondere die Eignung als Lebensraum für adulte

Bachforellen maßgebend. Deren Besiedlungsdichte hängt von der Verfügbarkeit ausreichend großer Unterstände ab. Weil damit ganzjährig erforderliche Lebensraumfunktionen bestimmend sind, kommt eine jahreszeitliche Staffelung des Mindestabflusses nicht in Betracht.

### 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Die Ausleitungsstrecke weist über ihre gesamte Länge kleinräumig eine große Variabilität der Strukturelemente auf. Als repräsentativer Bereich für die Lebensraumfunktion wird die fotografisch dokumentierte Messstrecke gewählt. Im Hinblick auf die Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit der Strecke werden zusätzlich der Abschnitt an der Rückleitung des Triebwerkkanals und die pessimale Schnelle betrachtet.

### 6. Umsetzung in Abflussgrößen

Die folgenden beiden Abbildungen zeigen sehr deutlich die abflussabhängige Verfügbarkeit von Fischunterständen in der Ausleitungsstrecke. Während die als Unterstände geeigneten Strukturen bei einem Abfluss in Höhe von 25 % des MNQ weitgehend trocken liegen oder nur sehr geringe Wassertiefen aufweisen, sind bei einer Wasserführung von 93 % des MNQ vor allem im Randbereich Unterstände verfügbar. Die hydraulische Abschätzung des adäquaten Mindestabflusses für diese Ausleitungsstrecke ergibt, dass dieser Wert zwischen den beiden dargestellten Verhältnissen liegt. Es wurde  $\frac{1}{2}$  MNQ (= 185 l/s) abgeschätzt. Da dieser Wert durch die Verfügbarkeit von ganzjährig notwendigen Fischunterständen bestimmt wird, ist er als Abfluss erforderlich. Bei diesem Abfluss sind auch die Durchwanderbarkeit der Ausleitungsstrecke und deren Auffindbarkeit (Leitströmung) gewährleistet.

### Prüfung zuflussabhängige dynamische Erhöhung

Eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung lässt keine wesentliche Verbesserung der Lebensraumfunktionen für die Indikatorarten erwarten.

### Ergebnis der fachlichen Beurteilung:

Die örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ ergibt einen konstanten Mindestabfluss von 185 l/s. Dies entspricht  $\frac{1}{2}$  MNQ.



Abbildung 7.6: Ausleitungsstrecke der WKA bei einem Abfluss von 94 l/s (=0,25 MNQ)



Abbildung 7.7: Ausleitungsstrecke der WKA bei einem Abfluss von 344 l/s (=0,93 MNQ).

### 7.3 VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN NACH ANHANG 5

Zur Festlegung eines Mindestwasserabflusses  $Q_{\min}$  nach dem **Biotop-Abfluss-Modell** der LAWA wird der Gewässerabschnitt zunächst auf seine Durchgängigkeit hin geprüft. Hierzu werden die Grenzwerte mit den tatsächlich vorhandenen Wassertiefen in der pessimalen Schnelle ( $t_{\text{pess}}$ ) verglichen. Die vorgegebenen 0,2 m für die Forellenregion werden schon bei einem Abfluss von 185 l/s erfüllt. Der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  muss als weiteren Grenzwert die in Abbildung 7.8 dargestellte mittlere Querschnittsgeschwindigkeit in der pessimalen Schnelle  $u_m$  von mindestens 0,3 m/s einhalten. Da sich dieser Wert erst ab einem Durchfluss von 400 l/s einstellt, muss der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  diesem Wert entsprechen.



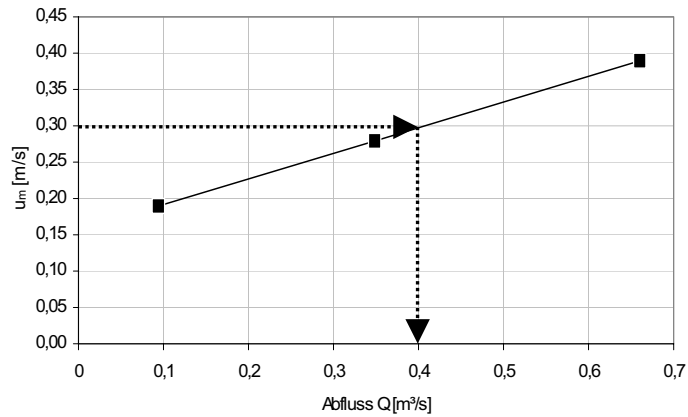


Abbildung 7.8: Mittlere Querschnittsgeschwindigkeit in der pessimalen Schnelle

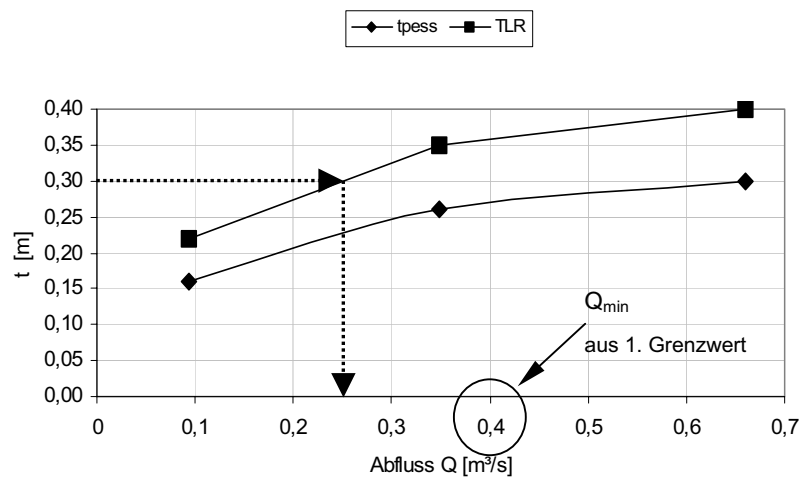


Abbildung 7.9: Wassertiefen in der Ausleitungsstrecke

Zur Festlegung des in der Laich- und Entwicklungszeit erforderlichen Abflusses  $Q_{\min(LR)}$  wird die mittlere Tiefe im Talweg  $T_{LR}$  herangezogen. Diese soll in der Forellenregion mindestens 0,3 m betragen. Aus Abbildung 7.9 geht hervor, dass dieser Grenzwert bereits bei einem Abfluss von ca. 400 l/s eingehalten wird. Daher ist in der Laich- und Entwicklungszeit keine Abflusstärkung erforderlich. Der Mindestabfluss beträgt somit nach dem Biotop-Abfluss-Modell ganzjährig 400 l/s = 1,1 MNQ. Dieser Mindestabfluss kann im Rahmen der LAWA-Empfehlung als plausibel angesehen werden, deshalb müssen für die Ergebnisfindung innerhalb dieses Verfahrensvorschlages keine weiteren Verfahrensschritte mehr durchgeführt werden. Um die methodische Vergleichbarkeit zu erzielen, wird dennoch der Ökohydrologische Ansatz angewendet.

Nach dem Ökohydrologischen Ansatz der LAWA wird bei der Festlegung des Mindestabflusses von einem Ori-

entierungswert  $Q_{\min}$  in Höhe des MNQ von 0,369 m³/s ausgegangen. Bei diesem Wert wird die geforderte Mindesttiefe  $T_{\min}$  von 0,2 m an der pessimalen Schnelle eingehalten. Eine Erhöhung des Orientierungswertes  $Q_{\min}$  ist somit nach diesem Ansatz nicht notwendig.

Die Dynamisierung des Mindestabflusses  $Q_{\min}$  soll nach dem Ökohydrologischen Ansatz, in der für Forellen spezifischen Laich- und Entwicklungsphase von Oktober bis Januar durchgeführt werden. Der Ansatz sieht für diesen Zeitraum in erster Näherung eine Erhöhung auf den  $MNQ_{Winter} = 517 \text{ l/s}$  vor. Da sich dieser Wert lebensraumwirksam von  $Q_{\min}$  unterscheidet, ist keine weitergehende Abflusstärkung erforderlich. Somit beträgt der nach dem Ökohydrologischen Ansatz berechnete Mindestabfluss in den Monaten Oktober bis Januar 517 l/s = 1,4 MNQ und in den übrigen Monaten 369 l/s = 1°MNQ.

Bei der Anwendung des **Habitat-Prognose-Modells** auf die Ausleitungsstrecke an der Brugga kam es zu keinem Ergebnis, da einer die Eingabeparameter zu hoch war. Das Verhältnis  $d_{84}/d_{16}$ , welches an der Brugga den Wert 43,42 hat, muss nach Vorgabe des Modells zwischen 0,5 und 20 liegen. Daraufhin wurde das Programm neu überarbeitet, um einen eventuellen Konflikt mit den Parametergrenzen zu vermeiden. Jedoch war es auch hier nicht möglich, einen signifikanten Wert für einen Mindestabfluss festlegen zu können.

Aufgrund der Tatsache, dass die Größe des Einzugsgebiets der WKA an der Brugga zwischen 20 und 50 km<sup>2</sup> beträgt, beläuft sich der Orientierungswert eines Mindestabflusses in Anlehnung an den **Wasserkrafterlass Hessen** auf 0,5 MNQ. Das entspricht laut einem Abfluss von 185

l/s. Aufgrund des Abflussverhaltens im Jahresverlauf und der abwechslungsreichen Sohlstruktur kommt es zu einem Abschlag von 8 %. Somit wird in der Ausleitungsstrecke der WKA Oberried an der Brugga nach dem Erlass von Hessen ein Mindestabfluss von 170 l/s = 0,46 MNQ festgelegt.

Der Mindestwasserabfluss, dem eine **konstante Abflussspende** von 2 l/(s km<sup>2</sup>) zugrunde liegt, beträgt 80 l/s, was in etwa 1/5 MNQ entspricht.

In Abbildung 7.10 sind die Ergebnisse der Berechnung der Mindestabflüsse zusammengefasst. Hierbei wird  $Q_{min}$  jeweils im Verhältnis zu MNQ dargestellt.

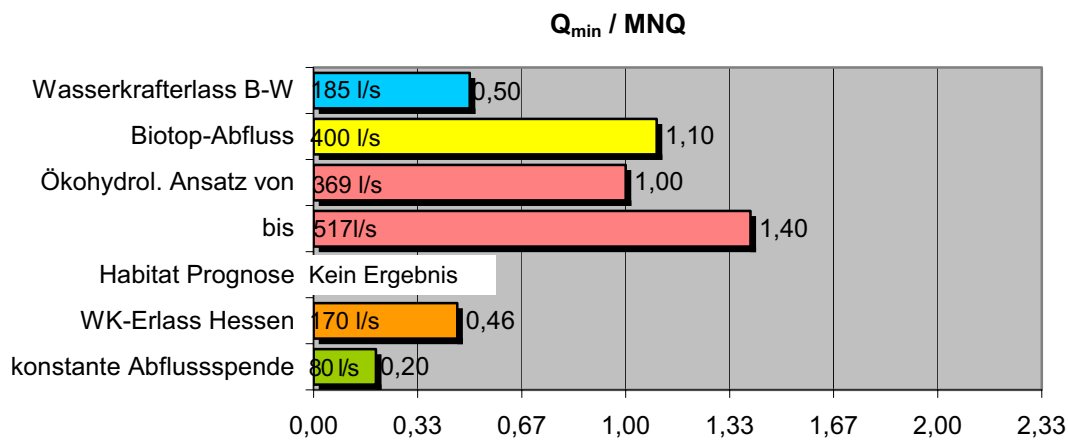


Abbildung 7.10: Mindestabflüsse nach verschiedenen Verfahren, Oberried / Brugga

## 8 KRAFTWERK HÖLLENTAL / ROTBACH

### 8.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

#### Topographie / Lage

Der Rotbach entspringt in der Nähe von Hinterzarten im südlichen Schwarzwald in einer Höhe von etwa 1000 m ü. NN. Auf den ersten 3 km durchfließt er flach geneigtes

Gelände und passiert dabei mehrere kleine Seen. Im anschließenden Höllental hat das Gewässer dann den Charakter eines Gebirgsbaches. Auf der Höhe von Höllsteig befindet sich das Entnahmebauwerk. Die Ausleitungsstrecke liegt zwischen Höllsteig und Hirschsprung und weist eine Länge von 3480 m auf. Nach etwa 15 km Gesamtlänge fließt der Rotbach mit dem Wagensteigbach zusammen und bildet die Dreisam.



Abbildung 8.1: Rotbach, Lageskizze aus TK L 8112 Freiburg im Breisgau

#### Hydrologie

Die hydrologischen Daten, die der Berechnung zugrunde liegen, wurden auf der Grundlage von Pegeldaten aus den Jahren 1979 bis 1999 ermittelt. Da der Bezugspegel aber nicht exakt am Entnahmebauwerk liegt, wurden dessen

Daten auf das Einzugsgebiet der Wasserkraftanlage umgerechnet. Die Ergebnisse sind in den nachfolgenden Abbildungen sowie in Tabelle 8.1 zusammenfassend dargestellt.

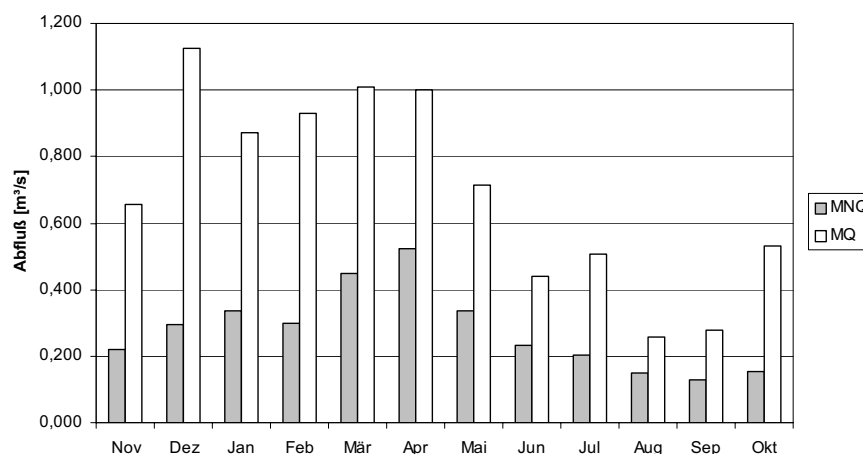


Abbildung 8.2: MQ und MNQ am Ausleitungswehr aus einer Beobachtungsreihe von 1979 bis 1999

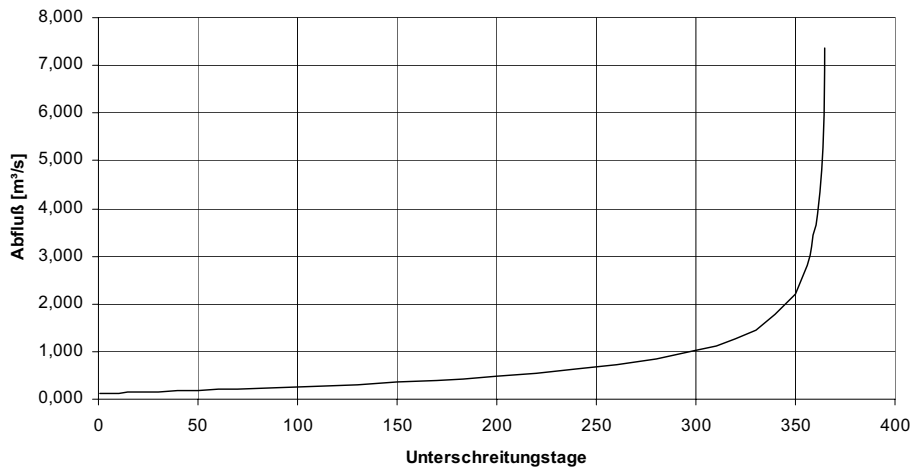


Abbildung 8.3: Abflussdauerlinie am Rotbach

Tabelle 8.1: Hydrologische Kennzahlen am Rotbach

<b>WKA Rotbach 1997/ 1999</b>	Winter	Sommer	Jahr	Datum
<b>NQ</b>	0,063	0,055	0,055	10.09.1991
<b>MNQ</b>	0,170	0,118	0,108	
<b>MQ</b>	0,932	0,456	0,694	
<b>MHQ</b>	15,998	8,272	16,076	
<b>HQ</b>	35,118	15,218	35,118	22.12.1991

## Morphologie

Die Ausleitungsstrecke ist morphologisch sehr vielseitig mit sehr hoher Breitenvarianz und Strömungsdiversität. Die gebirgsbachähnlichen Strukturen sind über die gesamte Länge vorhanden. Aus den Ergebnissen der Vermessung des Talweges wurde mit Hilfe der linearen Regressionsgerade ein Sohlgefälle von 3,45 % ermittelt (Abb. 8.4). Die mittlere Gewässerbreite beträgt 4,8 m. Die Uferbewegung ist nicht durch Befestigungsmaßnahmen beeinflusst, stellenweise sind starke Abbrüche vorhanden. Auf den Steinen in der Ausleitungsstrecke wurde kein ausgeprägter Moosbewuchs festgestellt. Dies ist ein Indiz für eine hohe Variabilität der Wasserspiegellagen. Der Rotbach ist im Bereich der gesamten Ausleitungsstrecke weitgehend naturnah und als Biotop nach § 24 a Naturschutzgesetz besonders geschützt. Das Ausleitungsbauwerk besteht aus einer betonierten Wand mit einer Öffnung zur Abflussregulierung und einem anschließenden, aus grobem Steinmaterial gesetzten Wehrrücken. In Verbindung mit der variierenden Wasserspiegellage im Oberwasser entsteht eine zuflussabhängige Dynamisie-

rung des Mindestabflusses in der Ausleitungsstrecke.

In der unteren Streckenhälfte sind große Blöcke im Gewässerbett vorhanden.

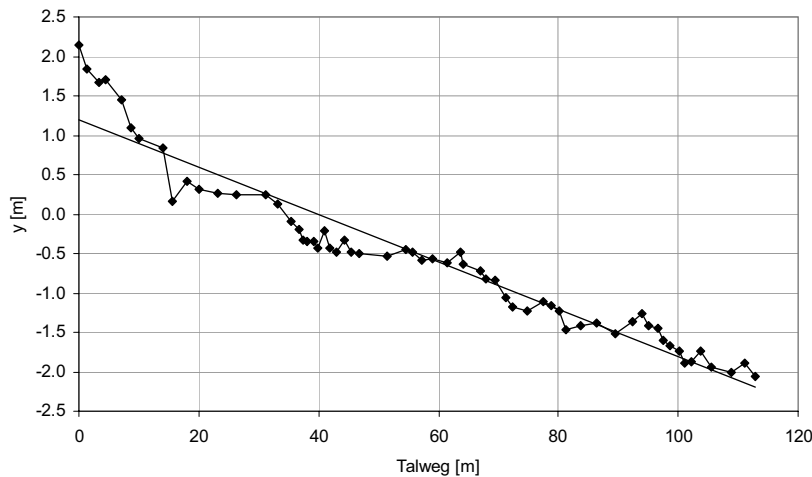


Abbildung 8.4: Längsprofil des Rotbaches mit mittlerem Gefälle

## Hydraulik

Bei der Bestimmung der hydraulischen Größen in der Ausleitungsstrecke wurden drei verschiedene Abflüsse eingestellt und mit jeweils zwei Messungen der Durchfluss bestimmt. Es wurden die mittlere Fließgeschwindigkeit ( $u_m$ ) und die maximale Wassertiefe ( $h$ ) an der pessimalen Schnelle ermittelt (Tabelle 8.2).

Tabelle 8.2: Ergebnisse der hydraulischen Messungen an der pessimalen Schnelle

$Q$ [m <sup>3</sup> /s]	$u_m$ [m/s]	$h_{max}$ [m]
0,081	0,27	0,18
0,144	0,33	0,20
0,302	0,32	0,27

## 8.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des **Wasserkrafterlasses Baden-Württemberg** erfolgt durch örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (= 36 l/s) nach den in Kapitel B beschriebenen Schritten:

### 1. Fischökologische Zuordnung

Die Ausleitungsstrecke liegt in der Oberen Forellenregion im Rheineinzugsgebiet. Die natürliche Fischfauna umfasst die Arten Bachforelle und Groppe. Beide Fischarten treten auch aktuell in reproduktiven Beständen innerhalb der Ausleitungsstrecke auf.

### 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Bei der Festlegung eines angemessenen Mindestabflusses sind beide vorkommenden Arten zu berücksichtigen. Da anzunehmen ist, dass die Groppe bereits bei geringeren Abflüssen geeignete Lebensbedingungen vorfindet, wird das Anforderungsprofil der Bachforelle zugrunde gelegt.

### 3. Ökologischer Wert

Die Ausleitungsstrecke der Wasserkraftanlage ist ein naturnaher und strukturell hochwertiger Gewässerabschnitt, für den kein zusätzlicher Renaturierungsbedarf besteht. Strukturell sind in diesem Abschnitt Laichhabitate sowie Teillebensräume für alle Altersstufen der vorkommenden Fischarten vorhanden. Die Gewässerstrecke ist nach § 24 a Naturschutzgesetz besonders geschützt.

### 4. Erforderliche Teilfunktionen und Rahmenbedingungen des Lebensraums

Wegen der großen Länge der Ausleitungsstrecke von 3,5 km (entsprechend ca. 23 % der Gesamtlänge des Rotbaches) und der vorhandenen weiteren Ausleitungen ist es erforderlich, dass die Strecke weiterhin als Lebensraum für alle Alterstadien der vorkommenden Arten geeignet ist. Der Mindestabfluss wird dann maßgeblich durch ganzjährig erforderliche Lebensraumfunktionen für adulte Fische bestimmt. Daher kommt eine jahreszeitliche Staffelung des Mindestabflusses hier nicht in Betracht. Zusätzlich muss die Durchwanderbarkeit gewährleistet sein. Der Schutzstatus der Strecke bedingt, dass Maßnahmen, die zu erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigungen des Lebensraumes führen können, nur zulässig sind, wenn



überwiegende Gründe des Gemeinwohls diese erfordern oder durch Ausgleichsmaßnahmen ein gleichartiger und gleichwertiger Biotop geschaffen wird.

### 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Der durch die Abbildung 8.5 dokumentierte Abschnitt im oberen Drittel der Ausleitungsstrecke wird als repräsentativer Bereich für die Lebensraumfunktion gewertet. Die gesamte Ausleitungsstrecke weist kleinräumig eine große Variabilität der Strukturelemente auf. Dabei ist das Angebot an Fischunterständen in der unteren Streckenhälfte größer. Die am Wasserteiler abgegebene Mindestwassermenge wird nach einem Drittel der Ausleitungsstrecke durch oberflächliche Zuflüsse und durch Hangwasser aus den steilen Talflanken des Höllentales deutlich erhöht. Eine im Juni 2000 bei geringer Wasserführung durchgeführte Messung ergab, dass der Abfluss oberhalb der Wasserrückleitung um ca. 100 l/s größer als am Ausleitungsbauwerk war. Im Hinblick auf die Durchwanderbarkeit wird die pessimale Schnelle als repräsentativer Bereich betrachtet. Eine Beurteilung der Auffindbarkeit der Ausleitungsstrecke ist nicht erforderlich, da ein Fischaufstieg in die Rückleitung aus dem Kraftwerk kaum möglich ist.

### 6. Umsetzung in Abflussgrößen

Im Rahmen der Dotationsversuche wurde kurzzeitig eine Abflussmenge von  $\frac{1}{3}$  MNQ eingestellt. Dieser Versuch wurde jedoch abgebrochen, da die sich einstellenden Rahmenbedingungen ein Fischsterben befürchten ließen. Abbildung 8.5 zeigt die Strecke bei einem Abfluss von 144 l/s (entsprechend 1,33 MNQ). Im Hinblick auf die Durchwanderbarkeit der Strecke ist dieser Abfluss grenzwertig. Auch die ganzjährig erforderliche Verfügbarkeit von Fischunterständen ist dabei insbesondere für größere Individuen bereits deutlich eingeschränkt. Dieser Abfluss sollte daher als Abfluss vorhanden sein, der nur in natürlicherweise eintretenden extremen Niedrigwasserphasen unterschritten wird.



Abbildung 8.5: Ausleitungsstrecke der Wasserkraftanlage bei einem Abfluss von 144 l/s (1,33 MNQ)

Eine im Vorfeld des früheren Wasserrechtsverfahrens durchgeführte detaillierte Umweltverträglichkeitsstudie ergab, dass bei der später festgelegten Mindestabflussdotierung (mit einem Jahresmittel von 1,1 MNQ) für die wirbellosen Gewässerorganismen sowie für die Tiere der Wasserwechselzone keine erheblichen Beeinträchtigungen zu erwarten waren. Eine spätere Überprüfung der Auswirkungen erfolgte sowohl für die Wirbellosen der Bachsohle als auch für den Fischbestand. In den umfangreichen Wirbellosen-Untersuchungen wurde die Besiedlung vor Inbetriebnahme der Anlage im Jahr 1994 mit Befunden nach Inbetriebnahme aus den Jahren 1996 bis 1999 verglichen. Neben einer geringfügigen Verschlechterung (0,2 Index-Einheiten) der Gewässergüte sowie einem Rückgang der Individuenzahlen konnten jedoch keine Beeinträchtigungen der Zusammensetzung und Anzahl der für diesen Gewässertyp charakteristischen Taxa festgestellt werden. Die fischökologische Untersuchung zu den Auswirkungen der Wasserausleitung ergab, dass die Individuenzahl der Bachforelle im oberen Drittel der Ausleitungsstrecke um ca. 37 % geringer war als in den Referenzstrecken. Zusätzlich waren die Forellen in diesem Abschnitt etwa 12 % kleiner. Die Individuenzahl der Groppe war dagegen im oberen Teil der Ausleitungsstrecke fünfmal größer als in den Referenzstrecken. Bedingt durch die Abflusssteigerung im Streckenverlauf und das dort deutlich bessere Strukturangebot wurde im unteren Teil der Ausleitungsstrecke eine gegenüber den Referenzstrecken größere Anzahl von Bachforellen nachgewiesen. Auch dort war jedoch noch eine geringfügige Verschiebung zu Gunsten der Jungfische feststellbar. Die vergleichenden Fischbestandsuntersuchungen zeigen, dass die

Höhe des Mindestabflusses in einem engen Zusammenhang mit dem Grad der Beeinträchtigung von Dichte und Alterstruktur des Forellenbestandes steht.

#### Prüfung zuflussabhängige dynamische Erhöhung

Eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung lässt keine wesentliche Verbesserung der Lebensraumfunktionen für die Indikatorarten erwarten.

#### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Die örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ ergibt einen konstanten Mindestabfluss von 144 l/s. Dies entspricht 1,33 MNQ.

Bei der Gesamtbeurteilung der Wasserkraftanlage sind im Falle der nach § 24 a Naturschutzgesetz besonders geschützten Gewässerstrecke, neben den hier zugrundege-

legten fischökologischen Aspekten noch andere strecken-spezifische Belange des Naturschutzes zu prüfen. Wie bereits in Kapitel A dargelegt wurde, können diese Betrachtungen jedoch im vorliegenden Leitfaden nicht behandelt werden, sondern müssen fachspezifischen Detailuntersuchungen vorbehalten bleiben.

### 8.3 VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN NACH ANHANG 5

Für die Anwendung des Biotop-Abfluss-Modells der LAWA ist in einem ersten Schritt ein unterer Grenzwert für den Mindestwasserabfluss festzulegen. Hierbei müssen zwei Kriterien erfüllt werden. Dies sind eine minimale Wassertiefe in der pessimalen Schnelle von 0,2 m und eine minimale mittlere Querschnittsgeschwindigkeit (mittlere Fließgeschwindigkeit an der pessimalen Schnelle) von 0,3 m/s.

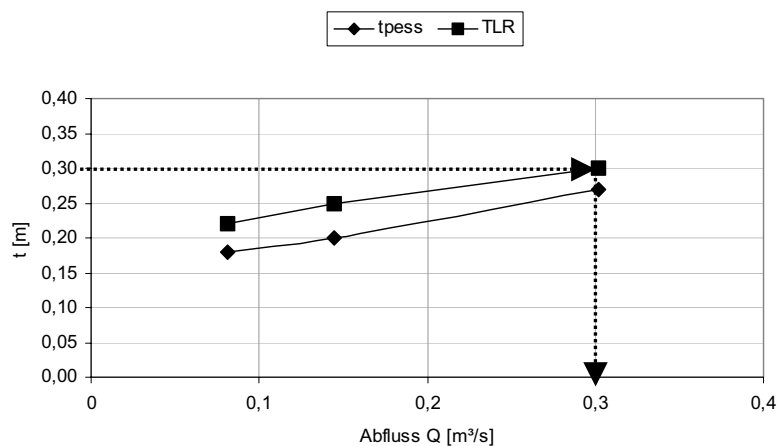


Abbildung 8.6: Wassertiefen in der Ausleitungsstrecke

In Abbildung 8.6 ist zu sehen, dass untere Grenzwert zum Erhalt der Durchgängigkeit  $t_{\text{pess}}$  in der Ausleitungsstrecke bei einem Abfluss von 144 l/s eingehalten wird. Wie Tabelle 8.2 zeigt, wird bei diesem Abfluss auch das Kriterium der minimalen mittlere Querschnittsgeschwindigkeit erfüllt. Nach dem Biotop-Abfluss-Modell darf daher ein Abfluss von  $Q_{\text{min}} = 144$  l/s nicht unterschritten werden.

Im zweiten Schritt des LAWA-Verfahrens wird die jahreszeitlich gestaffelte Dynamisierung des Mindestabflusses während der Laich- und Entwicklungszeit der Leitfischart, hier der Bachforelle, ermittelt. Das hierzu verwendete Kriterium, die mittlere Tiefe im Talweg (TLR), soll in der

Forellenregion mindestens 0,3 m betragen. Wie in Abbildung 8.6 zu erkennen ist, wird diese Wassertiefe bei einem Abfluss von 300 l/s eingehalten. Deshalb wird hier im Rahmen der Empfehlung der LAWA (Biotop-Abfluss-Modell) in den Monaten Oktober bis Januar ein Mindestabfluss von 300 l/s (= 2,8 MNQ) und in den übrigen Monaten ein Abfluss von 144 l/s (= 1,3 MNQ) festgelegt.

Bei der Ermittlung einer Mindestwassermenge mit dem Ökohydrologischen Ansatz lässt sich aufgrund der hydrologischen Daten für das untersuchte Gewässer ein Orientierungswert  $Q_{\text{min}}$  äquivalent zum mittleren jährlichen Niedrigwasserabfluss MNQ von 108 l/s angeben. Laut

Plausibilitätsprüfung ist aber eine Erhöhung dieses Orientierungswertes erforderlich, da der aufgeführte untere Grenzwert für die Erhaltung der Durchgängigkeit nicht bestätigt wird. Um diesem Grenzwert zu genügen, muss ein Abfluss von 144 l/s (= 1,3 MNQ) vorhanden sein.

Der vorgesehene Wert  $MNQ_{Winter} = 170$  l/s zur Abflussdynamisierung, ist in diesem Fall nicht ausreichend, da er sich nicht lebensraumwirksam von dem als  $Q_{min}$  festgelegten 144 l/s unterscheidet. Hier sieht die Empfehlung der LAWA das arithmetische Mittel aus den Niedrigwasserabflüssen während der Laich- und Entwicklungsmonate vor. Hier beträgt dieser als dynamischer Abfluss festgelegte Wert 260 l/s (= 2,4 MNQ).

Bei der Anwendung des **Habitat-Prognose-Modells** an der Ausleitungsstrecke am Rotbach kam es zu keinem Ergebnis, da der Eingabeparameter zur Beschreibung der Systemgeometrie E zu hoch war. Der Parameter E, der am Rotbach den Wert 16,1 hat, muss nach Vorgabe des Modells zwischen 0,1 und 11 liegen. Daraufhin wurde das Programm neu überarbeitet, um einem eventuellen Konflikt mit den Parametergrenzen aus dem Weg zu gehen.

Jedoch war es auch hier nicht möglich, einen signifikanten Wert für eine Mindestwassermenge festlegen zu können.

Aufgrund der Tatsache, dass das Einzugsgebiet der Wasserkraftanlage am Rotbach zwischen 20 und 50 km<sup>2</sup> groß ist, beläuft sich der Orientierungswert einer Mindestabflussmenge in Anlehnung an den **Wasserkrafterlass Hessen** auf 0,5 MNQ. Das entspricht einem Abfluss von 54 l/s. Aufgrund der spezifischen örtlichen Gegebenheiten wird für die Ausleitungsstrecke ein Zuschlag von 15 % auf den Orientierungswert ermittelt. Somit wird nach dem Erlass von Hessen eine Mindestwassermenge von 60 l/s festgelegt.

Der Mindestwasserabfluss, dem eine **konstante Abflusspende** von 2 l/(s km<sup>2</sup>) zugrunde liegt, beträgt 50 l/s, was etwa 0,46 MNQ an dieser Stelle entspricht.

In Abbildung 8.7 sind die Ergebnisse der Berechnung der Mindestabflüsse zusammengefasst. Hierbei wird  $Q_{min}$  jeweils im Verhältnis zu MNQ dargestellt.

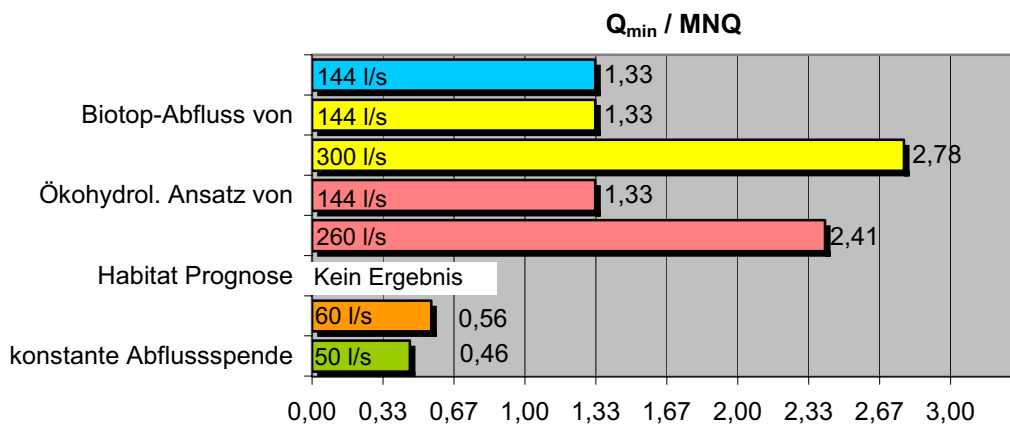


Abbildung 8.7: Ergebnisvergleich Höllental / Rotbach

## 9 KRAFTWERK HORKHEIM / NECKAR

### 9.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

#### Topographie / Lage

Der Neckar entspringt bei Villingen/Schwenningen im

Schwarzwald in einer Höhe von 700 m über dem Meeresspiegel. Er mündet bei Mannheim in den Rhein. Die zu untersuchende Ausleitungsstrecke befindet sich am Neckar bei Horkheim südlich von Heilbronn (ca. km 117,0 bis km 120,45). Sie besteht aus einer alten Flussschleife, während der Betriebskanal zugleich als Schifffahrtsweg dient.

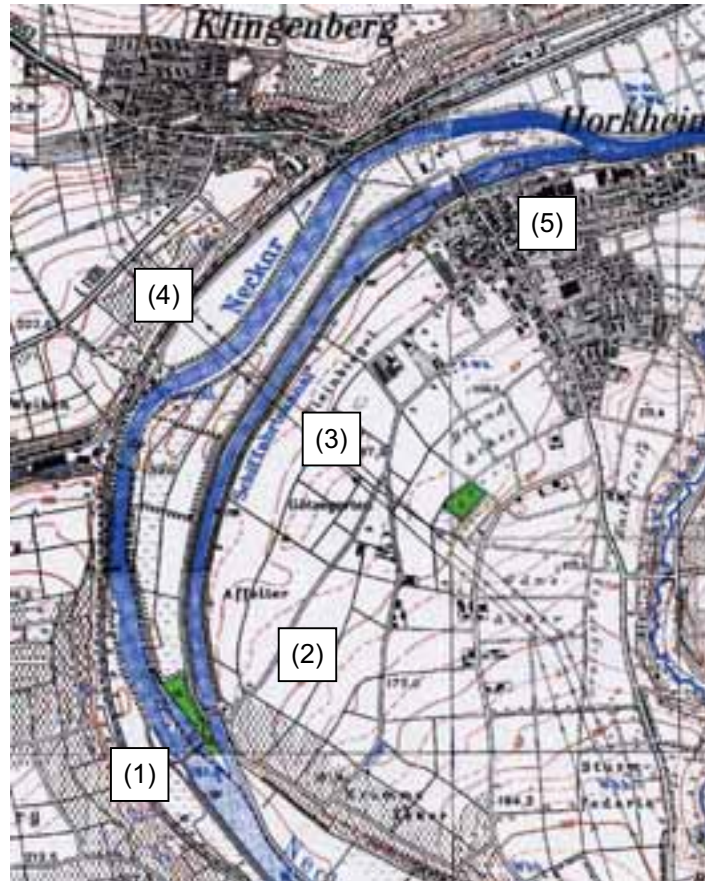


Abbildung 9.1: Neckar bei Horkheim – Auszug aus der TK L 6920 Heilbronn

Das Untersuchungsgebiet Horkheim setzt sich aus den folgenden Komponenten zusammen (Abb. 9.1 und 9.2):

- (1) Dreifeldriges Ausleitungwehr (Rollschütze mit aufgesetzter Fischbauchklappe)
- (2) Hubtor zum Verschließen des Schifffahrtskanals
- (3) Schifffahrtskanal, der gleichzeitig als Triebwasserkanal genutzt wird
- (4) Ausleitungsstrecke / Altarm
- (5) Kraftwerk- und Schleusenanlage

Durch diese Komponenten ist eine wasserwirtschaftliche Steuerung der Durchflüsse im Schifffahrtskanal und in der Ausleitungsstrecke möglich (Abb. 9.2). Nach Auskunft

des Kraftwerksbetreibers haben die Turbinen ein Schluckvermögen von ca. 75 m<sup>3</sup>/s. Somit wird die Ausleitungsstrecke ab einem Neckar-Abfluss von  $Q > 75 \text{ m}^3/\text{s}$  über das Ausleitungwehr beaufschlagt. Die Häufigkeit der Beaufschlagung ist in Abb. 9.4 dargestellt.



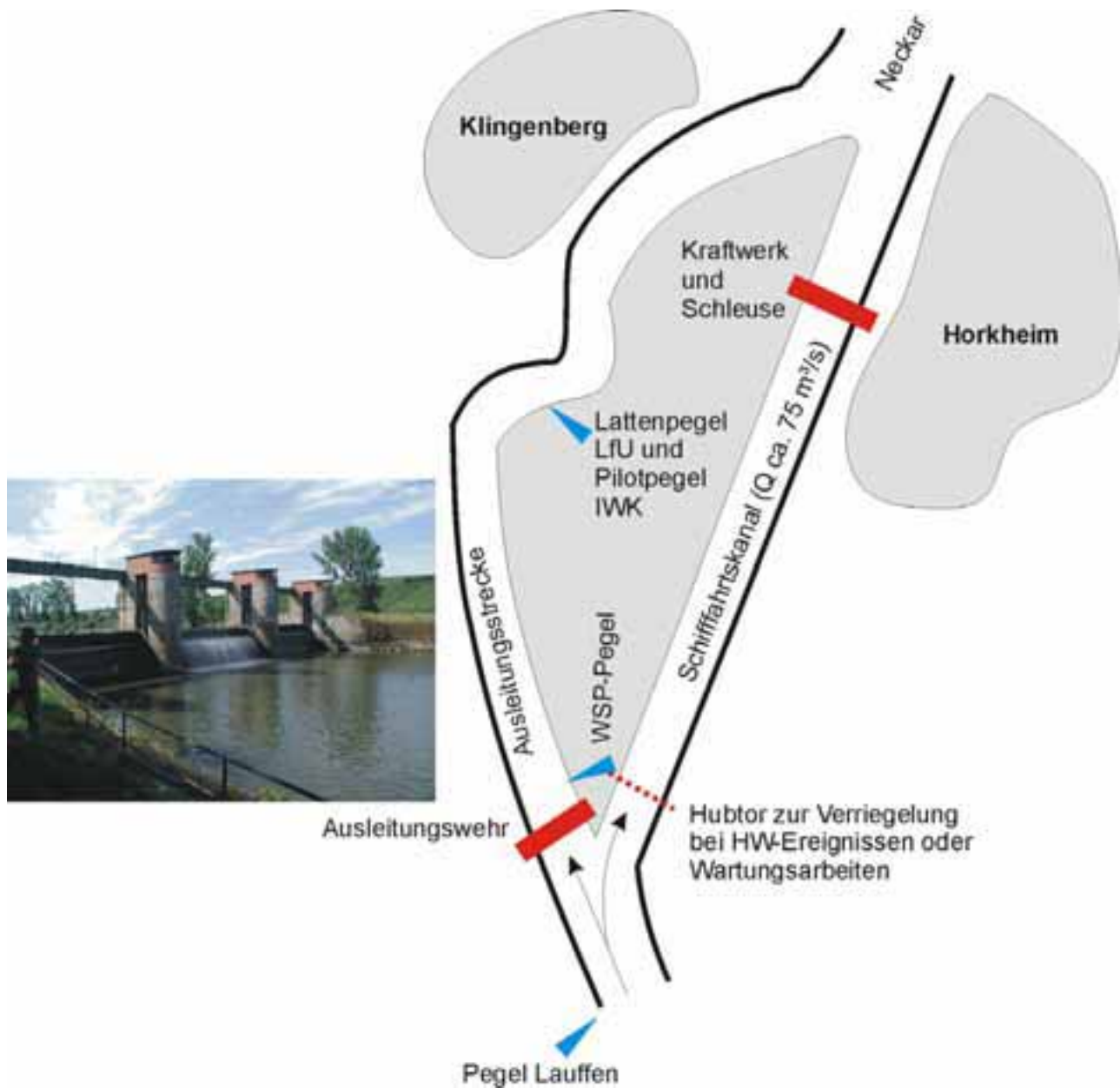


Abbildung 9.2: Systemskizze mit gekennzeichneten Regulierorganen zur Wassermengenverteilung an der Anlage Horkheim

### Hydrologie

Die hydrologischen Daten, die der Berechnung zugrunde liegen, stammen aus den Jahren 1951 bis 1996. Der Landespegel Lauffen liegt oberstrom des Ausleitungswehres und hat ein Einzugsgebiet von 7916 km<sup>2</sup>. Für diesen Pegel wurden aus dem Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch [Rheingebiet Teil 1, 1998] die hydrologischen Daten entnommen und in Abb. 9.3 dargestellt.



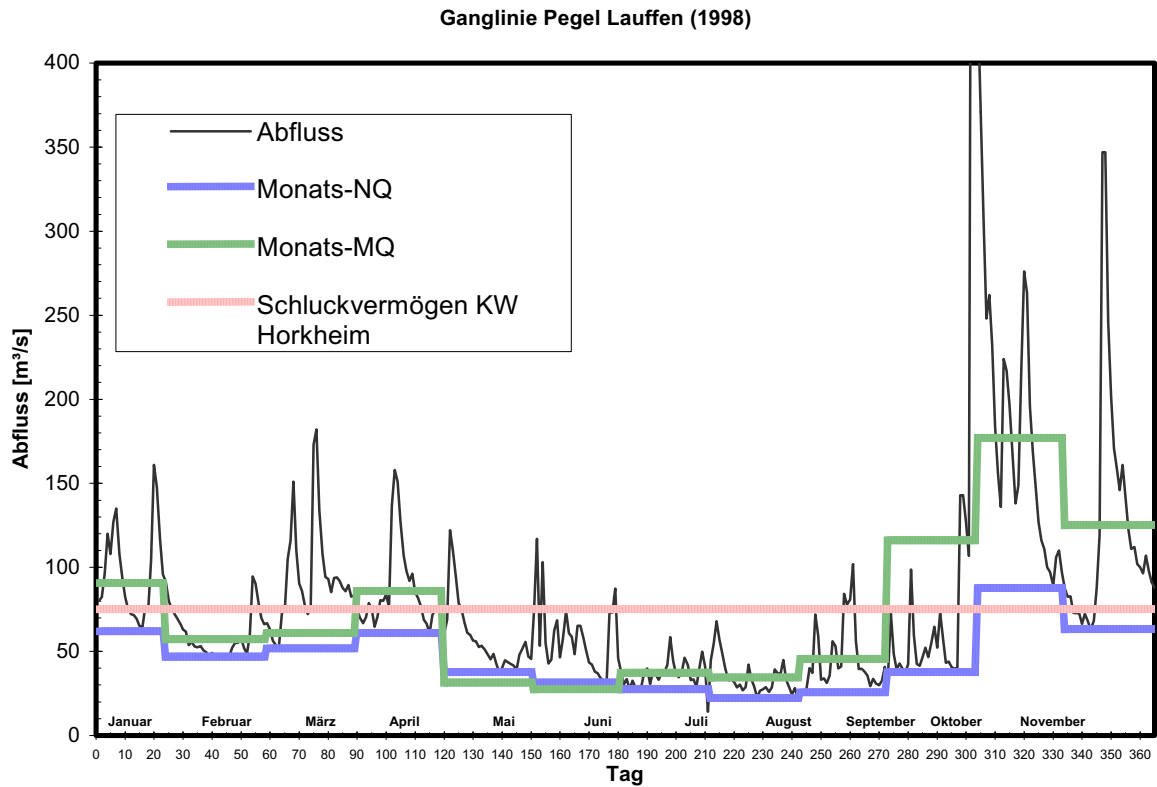


Abbildung 9.3: Ganglinie des Kalenderjahres 1998 am Pegel Lauffen

Aus Abb. 9.3 wird anhand der rot eingetragenen horizontalen Linie ersichtlich, dass es infolge der natürlichen Abflussdynamik und des Ausbauabflusses von  $75 \text{ m}^3/\text{s}$  häufig zu einem Durchfluss in der Ausleitungsstrecke kommt, was einer natürlichen Abflussdynamik entspricht (Abb. 9.4 und Abb. 9.5).

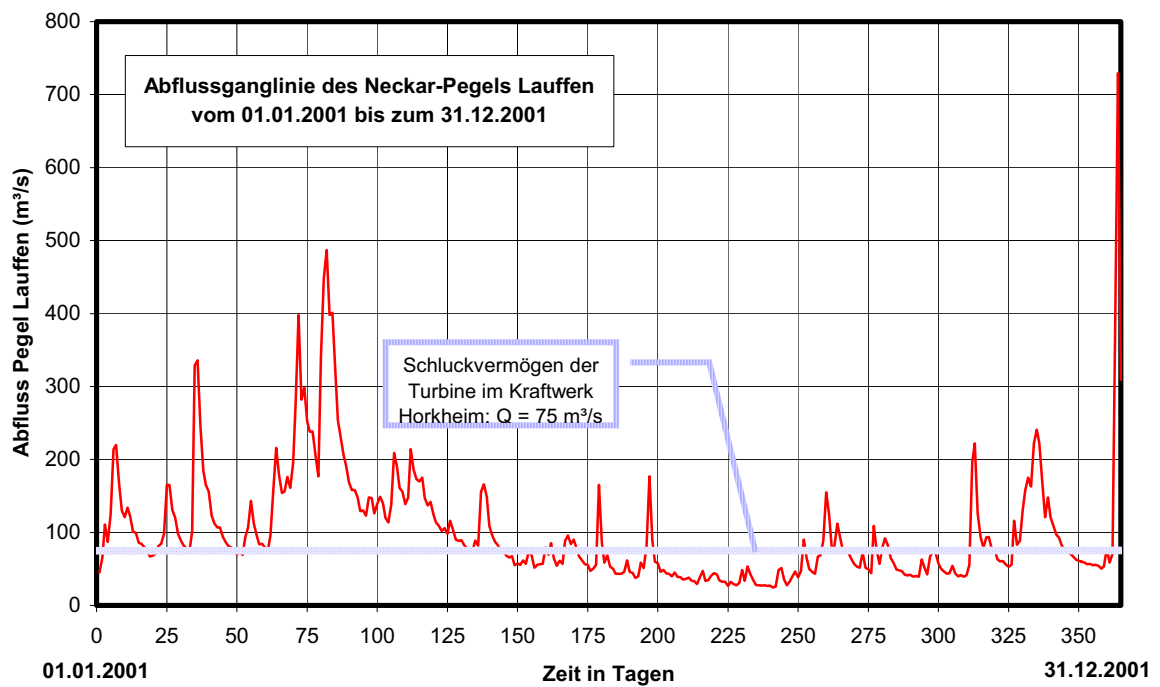


Abbildung 9.4: Abflussganglinie am Pegel Lauffen / Neckar im Jahr 2001.

In Abb. 9.5 ist die Wasserstandsganglinie des Registrierpegels unterhalb des Ausleitungswehres Horkheim für das Jahr 2001 dargestellt. Hieraus wird ersichtlich, dass

die Ausleitungsstrecke sehr oft über das Ausleitungswehr beaufschlagt wird.

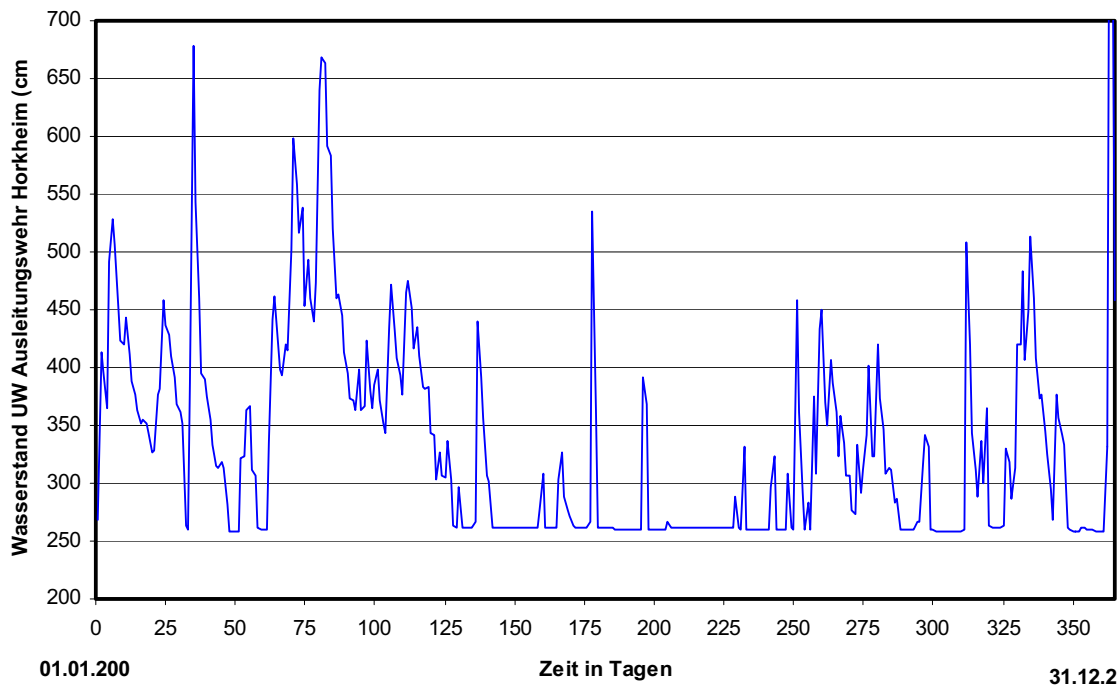


Abbildung 9.5: Wasserstandsganglinie des Registrierpegels im Unterwasser des Ausleitungswehres Horkheim in 2001

**Pegel Lauffen: Unterschrittene Abflüsse (1951 bis 1998)**

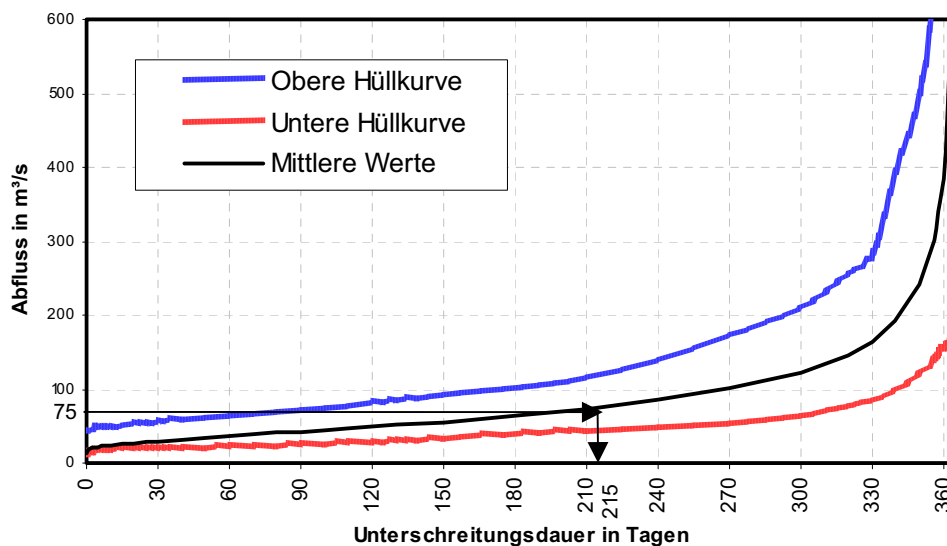


Abbildung 9.6: Unterschreitungsdauer einzelner Abflüsse am Pegel Lauffen

In Abb. 9.6 ist die Unterschreitungsdauer in Tagen in Abhängigkeit vom Abfluss als Hüllkurven und als gemittelte Kurve aufgetragen. Diese Abbildung zeigt, dass die Ausbauwassermenge  $Q_A = 75 \text{ m}^3/\text{s}$  im langjährigen Mittel an 215 Tagen unterschritten wird. Hieraus kann man folgern, dass infolge der Abflussdynamik des Neckars an 145

Tagen die Ausleitungsstrecke durchströmt wird.

Die hydrologischen Daten für die Ausleitungsstrecke Horkheim werden aus den hydrologischen Daten des Pegels Lauffen / Neckar ermittelt.

Tabelle 9.1: Hydrologische Kennzahlen Pegel Lauffen / Neckar:

<i>NQ</i>	<i>MNQ</i>	<i>MQ</i>	<i>HQ</i>	<i>HQ<sub>1</sub></i>	<i>HQ<sub>5</sub></i>
14,1 m <sup>3</sup> /s	25,6 m <sup>3</sup> /s	87,4 m <sup>3</sup> /s	1650 m <sup>3</sup> /s	630 m <sup>3</sup> /s	1060 m <sup>3</sup> /s
am 09.12.1962			am 15.02.1990		

Über die Größe des Einzugsgebietes der Anlage Horkheim mit 8030 km<sup>2</sup> wurden die Daten des Pegels Lauffen (EZG = 7916 km<sup>2</sup>) linear auf die Lage der Anlage in Horkheim umgerechnet (Tabelle 9.2, Abb. 9.7 und Abb. 9.8). Die Ergebnisse unterscheiden sich kaum, da die Einzugsgebietsgrößen nahezu identisch sind.

Ausleitungsstrecke Horkheim [m <sup>3</sup> /s]				
1951/1996	Winter	Sommer	Jahr	Datum
<b>NQ</b>	14,3	16,7	14,3	9.12.1962
<b>MNQ</b>	33,7	27,4	25,7	
<b>MQ</b>	111	69	89	
<b>MHQ</b>	727	524	796	
<b>HQ</b>	1674	1674	1674	15.02.1990

Tabelle 9.2: Hydrologische Kennzahlen, Neckar bei Horkheim

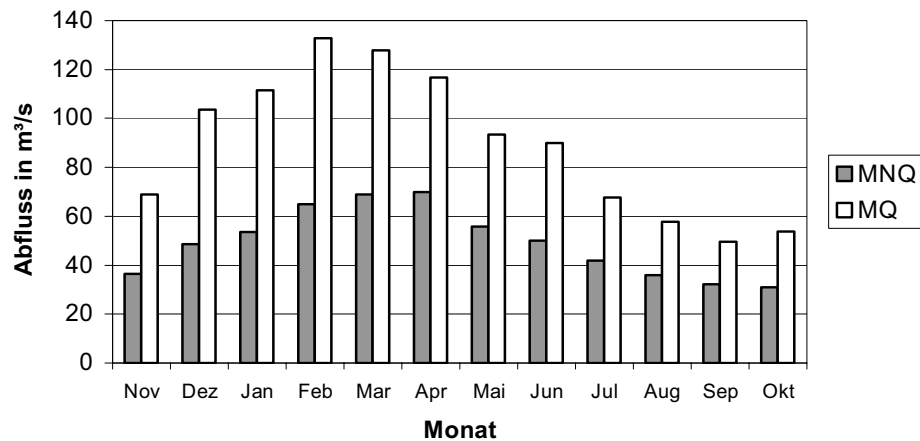


Abbildung 9.7: MQ und MNQ am Neckar bei Horkheim

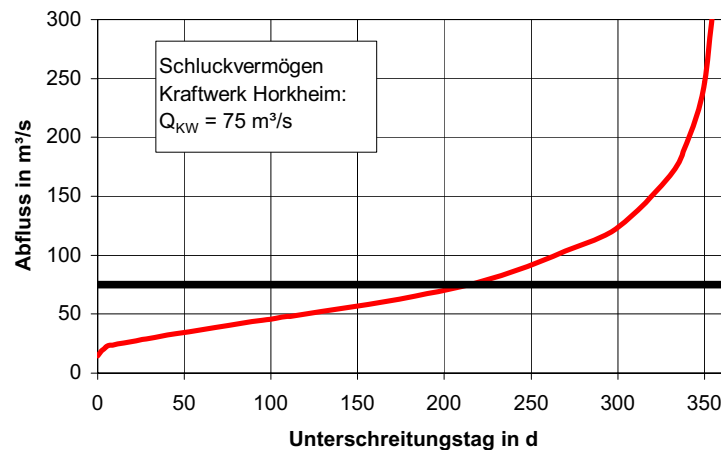


Abbildung 9.8: Abflussdauerlinie Neckar/ Horkheim. Der Abfluss von  $Q_{KW} = 75 \text{ m}^3/\text{s}$  wird demnach an ca. 215 Tagen unterschritten, somit wird die Ausleitungsstrecke an etwa  $365 - 215 = 145$  Tagen über das Ausleitungswehr beaufschlagt.

## Morphologie

Die Ausleitungsstrecke kann als morphologisch mäßig verändert eingestuft werden. Die Sohle bildet sich aus Geschiebe, das abschnittsweise durch plattiges Material, evtl. aus wasserbaulichen Sohl- oder Uferbefestigungen, stammt. Die Ufer sind (soweit ersichtlich) durchgehend mit Wasserbausteinen gesichert, so dass sich ein typisches, relativ kompaktes Querprofil mit vergleichsweise geringer Breitenvariabilität ergibt.

Die Ausleitungsstrecke besteht aus einer langgestreckten

Rechtskurve (insgesamt ca. 3,45 km) und teilt sich aufgrund der vorgenannten Charakteristika in drei typische Bereiche auf:

Der Bereich 1 (vgl. Abb. 9.9 gelbe Linie) besteht vom Ausleitungswehr bis zur so genannten „pessimalen Schnelle“ auf ca. 1,3 km Fließlänge. Er wird charakterisiert durch einen Rückstau infolge der pessimalen Schnelle. Im direkten Anschluss an das Tosbecken des Ausleitungswehres hat sich infolge von Sedimentationsprozessen eine Insel gebildet.

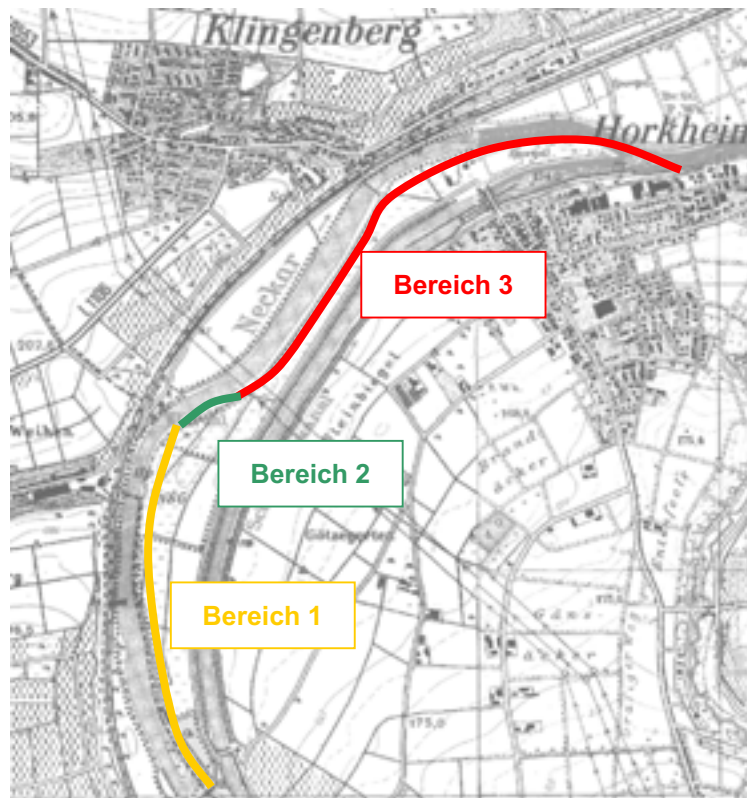


Abbildung 9.9: Aufteilung der Ausleitungsstrecke in drei Bereiche



Abbildung 9.10: Blick in Fließrichtung entlang des Bereich 1. Standort: unterhalb des Ausleitungswehres.  
links:  $Q = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$ ; rechts:  $Q = 30,9 \text{ m}^3/\text{s}$ . Aufnahmen: 24. und 25.07.01

Der Bereich 2 mit ca. 150 m Länge (Abb. 9.9) grüne Linie) bildet aufgrund der grobkörnigen Sohlstruktur eine furtähnliche Morphologie mit den einzigen durchström-

ten Niedrigwasserhabitaten (Abb. 9.11). Hier befindet sich die Stelle mit der geringsten Wassertiefe im Talweg (pessimale Schnelle).



Abbildung 9.11: Blick vom rechten Ufer aus auf die pessimale Schnelle. **oben links:**  $Q = 1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ , **oben rechts:**  $Q = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$ , **unten links:**  $Q = 2,5 \text{ m}^3/\text{s}$ , **unten rechts:**  $Q = 30,9 \text{ m}^3/\text{s}$ . Aufnahmen: 23., 24., 25., 27.07.01

Durch Begehungen während der durchgeführten Dotationsversuche konnten übereinstimmend und unabhängig von den gemessenen Abflüssen signifikante Strömungsbereiche identifiziert werden. Besonders deutlich wurde dabei auch die Lage der sog. pessimalen Schnelle (Bereich 2 Abb. 9.9, an dem die geringste Wassertiefe entlang des Talweges und die höchste Fließgeschwindigkeit auftritt), welche in einem ca. 150 m langen Abschnitt auf Höhe der

Klärwassereinleitung oberstrom von Klingenberg liegt. Von der pessimalen Schnelle bis zur Mündung in den Schifffahrtskanal befindet sich ein Rückstaubereich von ca. 2 km.

**Bereich 3:** Bei Niedrigwasser treten hier nur sehr ruhige Strömungsverhältnisse auf, die sich auch an der Mündung nicht konzentrieren (vgl. Abb. 9.9 rote Linie).



Abbildung 9.12: Blick vom Fußgängersteg Klingenberg entlang Bereich 3; links stromabwärts, rechts stromaufwärts. Aufnahmen: 25.7.01  $Q = 30,9 \text{ m}^3/\text{s}$



## Messungen

Für die örtliche Anpassung wurden Dotationsversuche durchgeführt. Hierzu wurden in der Ausleitungsstrecke für die Dauer der Messkampagne mehrere Lattenpegel (sog. Temporärpegel) installiert, um Wasserspiegel- und somit Abflussschwankungen während der Messzeiten erfassen zu können (Abb. 9.13). Um wesentliche Zuflüsse in die Ausleitungsstrecke mitzuerfassen, wurden in den seitlich einmündenden kleinen Gewässern günstige Stellen für eine vereinfachte Durchflussmessung ermittelt und markiert. Hier wurde der Durchfluss mittels der sog. Salzverdünnungsmethode (Tracermethode) bestimmt.



Abbildung 9.13: Temporärpegel

In der Ausleitungsstrecke wurde ca. 20 m oberhalb der pessimalen Schnelle ein kompakter Gerinneabschnitt ausgewählt. Hier wurde ein sog. Abflussmessprofil eingerichtet und abgesteckt. Die Gerinnegeometrie des Abflussmessprofils wurde mittels eines Nivellements vermessen. Durch Flügelmessungen (Abb. 9.14) konnte zu den jeweiligen Messzeiten der Durchfluss bestimmt werden. Dabei zeigte sich, dass die im Vorfeld der Messkampagne gewünschten Durchflüsse in keinem der Versuche erreicht wurden. Dies ist durch Schwierigkeiten bei der Steuerung der Klappen und Schütze am Ausleitungswehr zu erklären.



Abbildung 9.14: Arbeiten im Abflussmessprofil. **Links:** Profilmarkierung mittels eines gespannten Stahlseiles mit Markierungen für einzelne Messlotrechten. **Mitte:** Messflügel und Zählgerät im Einsatz. **Rechts:** Messflügel. Aufnahmen: 24.7.01.

Bereits am Abend vor dem Beginn der Messungen wurde der jeweilige Durchfluss durch entsprechende Steuerung des Ausleitungswehres eingestellt, damit sich zum Tag der Messungen in der Ausleitungsstrecke möglichst stationäre Verhältnisse eingestellt haben (Abb. 9.14). Die Daten der Abflussmessungen sind in Tabelle 9.2 zusammengestellt.



Abbildung 9.15: Durchflusssteuerung in der Ausleitungsstrecke durch das Ausleitungswehr. Oben links:  $Q = 1,2 \text{ m}^3/\text{s}$  (23.07.01); oben rechts:  $Q = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$  (24.07.01); unten links:  $Q = 2,5 \text{ m}^3/\text{s}$  (27.07.01); unten rechts:  $Q = 30,9 \text{ m}^3/\text{s}$  (25.07.01).

Tabelle 9.3: Beispielhafte Zusammenstellung der Abflussmessungen im Abflussmessprofil

Datum	Beginn Ende	Geometrische Messdaten 1	Hydraulische Messdaten 2
23.07.2001	13:00 Uhr	A = 5,41 m <sup>2</sup>	Q = 1,207 m <sup>3</sup> /s
	15:00 Uhr	B <sub>WSP</sub> = 31,50 m	U <sub>m</sub> = 0,22 m/s
		h <sub>m</sub> = 0,172 m	U <sub>max</sub> = 0,56 m/s
24.07.2001	10:30 Uhr	A = 6,88 m <sup>2</sup>	Q = 1,746 m <sup>3</sup> /s
	12:30 Uhr	B <sub>WSP</sub> = 31,50 m	U <sub>m</sub> = 0,25 m/s
		h <sub>m</sub> = 0,218 m	U <sub>max</sub> = 0,67 m/s
25.07.2001	13:30 Uhr	A = 117,90 m <sup>2</sup>	Q = 30,86 m <sup>3</sup> /s
	15:30 Uhr	B <sub>WSP</sub> = 52,00 m	U <sub>m</sub> = nicht rel.
		h <sub>m</sub> = 2,267 m	U <sub>max</sub> = nicht rel.
27.07.2001	n. bek.	n. bek.	Q = 2,50 m <sup>3</sup> /s U <sub>m</sub> = 0,45 m/s

<sup>1</sup> A: durchflossene Querschnittsfläche, B<sub>WSP</sub>: Wasserspiegelbreite, h<sub>m</sub>: mittlere Fließtiefe

<sup>2</sup> Q: Durchfluss lt. Auswertung, u<sub>m</sub>: mittlere Fließgeschwindigkeit, u<sub>max</sub>: maximale Fließgeschwindigkeit

Abb. 9.16 zeigt die Strömungsverhältnisse bei einem niederen Durchfluss an der „pessimalen Schnelle“ als wesentliche Beurteilungsgrundlage für die Durchgängigkeit.



Abbildung 9.16: Pessimale Schnelle bei  $Q = 1,7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Einzelne Sohlelemente sind deutlich umflossen. Aufnahme: 24.07.01

Im Rahmen der Dotationsversuche wurde die maßgebende Geometrie der pessimalen Schelle einnivelliert. In Abb. 9.17 ist die Querprofilaufnahme überhöht dargestellt.

**Querprofilaufnahme an der pessimalen Schnelle  
(in Fließrichtung gesehen, Darstellung überhöht)**

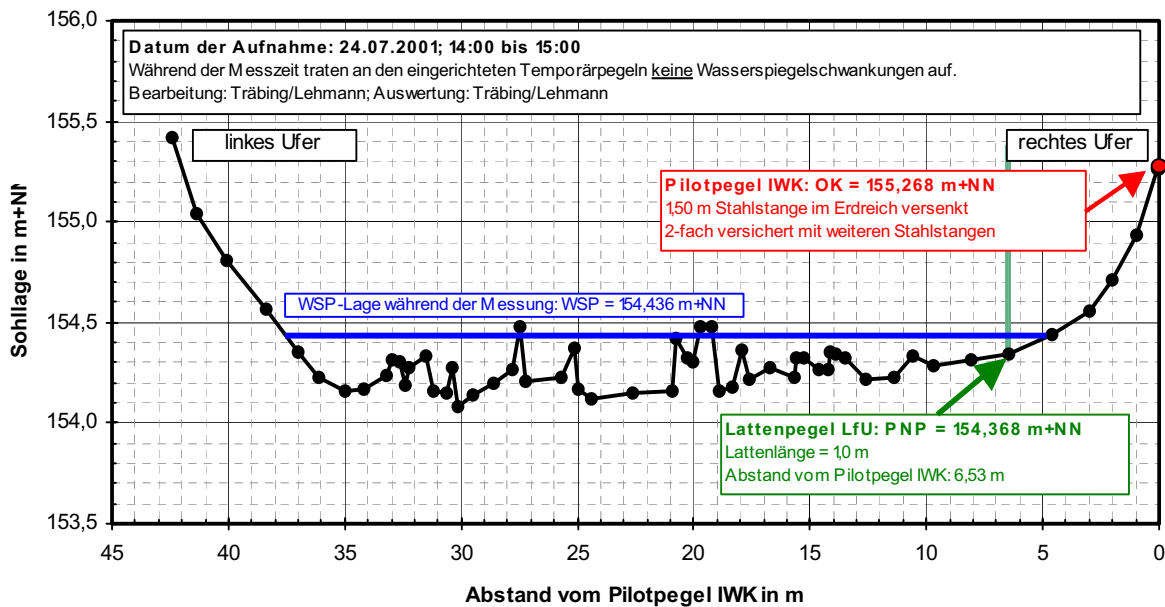


Abbildung 9.17: Querprofil der pessimalen Schnelle

Die Gewässersohle ist im Bereich der Messstrecke von eher steinigen Sedimenten mit kiesigen Ablagerungen in den Strömungsschatten und Zwischenräumen geprägt.





Abbildung 9.18: Deckschichtbildung im Bereich der pessimalen Schnelle. **Links:** Stabile Deckschicht aus sehr groben Substrat. **Rechts:** Nach Entfernen der Deckschicht erkennt man das feinere Substrat. Aufnahme: 24.07.01

## 9.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES

Dieses Beispiel weicht im Aufbau von den vorherigen Beispielen ab, da es einem Gutachten entnommen wurde, das im Vorfeld zu diesem Leitfaden auf Grundlage sehr umfangreicher Dotationsversuche erstellt wurde.

### Fischökologische Zuordnung und Darstellung der Anforderungsprofile

Einer Reihe historischer Quellen ist zu entnehmen, dass der Neckar zwischen Stuttgart und der Mündung in den Rhein der Barbenregion zuzurechnen war. Die Habitatansprüche der noch zu Ende des 19. Jahrhunderts häufigen Fischarten Barbe und Nase sind daher zur Formulierung ökologischer Rahmenbedingungen in den Ausleitungsstrecken Pleidelsheim, Horkheim und Neckarsulm (Kochendorf) heranzuziehen.

Heute ist der schiffbare Neckar mit seiner Kette von Stauhaltungen ein Hybridgewässer, in dem Fische der Brachsenregion vorherrschen. Rheophile Arten gelangen von Zeit zu Zeit aus Nebengewässern in den Fluss, können sich dort aber mangels Laichplätzen nicht fortpflanzen. Ausgehend von den in der Literatur genannten Anforderungsprofilen lassen sich für die o. g. Ausleitungsstrecken folgende Mindestanforderungen messbarer Kenngrößen definieren:

Auch wenn Fische bei ihrer Wanderung im Extremfall eine Mindestwassertiefe von ihrer Körperhöhe durchschwimmen, so muss auch ihrem Bedürfnis nach Deckung (Schutz durch Wassertiefe) Rechnung getragen

werden. Für Fische der Barbenregion ist somit eine Mindestwassertiefe von 30 cm zu fordern. Berücksichtigt man, dass heute Fische der Brachsenregion dominieren, sollte gewährleistet sein, dass auch hochrückige Brachsen aus den Stauhaltungen Ortswechsel vornehmen können. Die Wassertiefe im Wanderweg muss dann sowohl in Fischaufstiegshilfen als auch in Ausleitungsstrecken, an einer Stelle im Querschnitt mindestens 60 cm betragen.

Die Laichplätze von Barbe und Nase liegen bevorzugt im Bereich der Schnellen. Damit für laichwillige Tiere der Zugang zu den Laichplätzen sichergestellt ist, muss, ausgehend von der Fischart (Nase) mit den höchsten Ansprüchen, im Bereich der Schnelle eine Mindestwassertiefe von 40 cm und eine Fließgeschwindigkeit von 0,7 bis 1,1 m/s gegeben sein.

### Ökologischer Wert und erforderliche Teilfunktionen sowie Rahmenbedingungen des Lebensraums

Der Horkheimer Altarm weist ein gutes ökologisches Entwicklungspotential auf. Insbesondere der Bereich der Schnelle (Bereich 2 in Abb. 9.9) kann bei ausreichender Mindestwasserführung als Wohn- und Laichhabitat für rheophile Fischarten Bedeutung erlangen. Wie eine Korngrößenanalyse zeigt, sind die für Barben und Nasen geeigneten Korngrößen bereits vorhanden. Mit Erhöhung der Fließgeschwindigkeit könnte das Kies-Lückensystem wieder freigespült und damit der Lebensraum vieler wirbelloser Fließwasserarten und das Laichhabitat der kieslaichenden Fischarten wiederhergestellt werden.

Die Ufersicherungen sollten, wo nicht zwingend notwendig, entfernt und in naturnahe Ufer mit unterschiedlichen Böschungsneigungen umgestaltet werden. Zur Verbesserung der derzeit noch stark defizitären Breiten- und Tiefenvariabilität wird ein lokaler Uferabtrag vorgeschlagen. Mit der Aufweitung des Gewässerquerschnitts könnte sich der Wasserstrom verzweigen, wie dies bereits ansatzweise bei höheren Abflüssen im Bereich der Insel geschieht. Im aufgeweiteten Altarm könnte die Flussdynamik wieder ein vielfältigeres Mosaik an Flachwasserzonen, Gumpen, unterschiedlich tiefen Rinnen, Schnellen und Kiesbänken schaffen, als dies bisher der Fall ist.

Eine Auwaldentwicklung bis ans Ufer sollte künftig zugelassen werden. Damit ließen sich u.a. Deckungsstrukturen für die Fischfauna schaffen. Restbestände einer Weichholzaue sind lückenhaft vorhanden und sollten weiterentwickelt werden.

Der Wiederherstellung der Durchgängigkeit am Horkheimer Wehr kommt große Bedeutung für die Funktion als Wanderweg der Fische und damit der Wiederanbindung flussaufwärts gelegener Lebensräume zu. Sofern auch der Mindestabfluss zur Energieerzeugung genutzt werden soll, sollten Turbinenauslauf und Aufstiegshilfe auf derselben Gewässerseite installiert werden, um eine

ausreichende Leitströmung zu erzielen. Bei Wehrüberströmung sollte stets das dem Fischaufstieg nächstgelegene Wehrfeld die Hauptwassermenge abführen. Damit werden Fische gezielt zur Aufstiegshilfe gelenkt. Am Horkheimer Wehr ist ausreichend Platz vorhanden, ein naturnah gestaltetes Umgebungsgewässer zu schaffen.

Bei Einhaltung der o.g. ökologischen Mindestanforderungen wird die Durchgängigkeit und das Habitatangebot in der Ausleitungsstrecke für die Fischfauna und damit auch das Makrozoobenthos verbessert. Der Horkheimer Altarm könnte so nicht nur seine Funktion als Wanderweg, Laich- und Wohnhabitat für „Allerweltsfischarten“ aus den Stauhaltungen der Bundeswasserstraße erfüllen, sondern auch den rheophilen Fischarten der Barbenregion wieder geeignete Habitate bieten.

#### Auswahl der repräsentativen Bereiche

Diese Auswahl ist in Kapitel 9.1 Morphologie beschrieben (Abb. 9.9).

#### Umsetzung in Abflussgrößen

Insgesamt wurden vier Abflüsse untersucht (Tabelle 9.2). Dabei ergaben sich für den Bereich der pessimalen Schnelle die in Abb. 9.19 dargestellten Wasserspiegellagen.

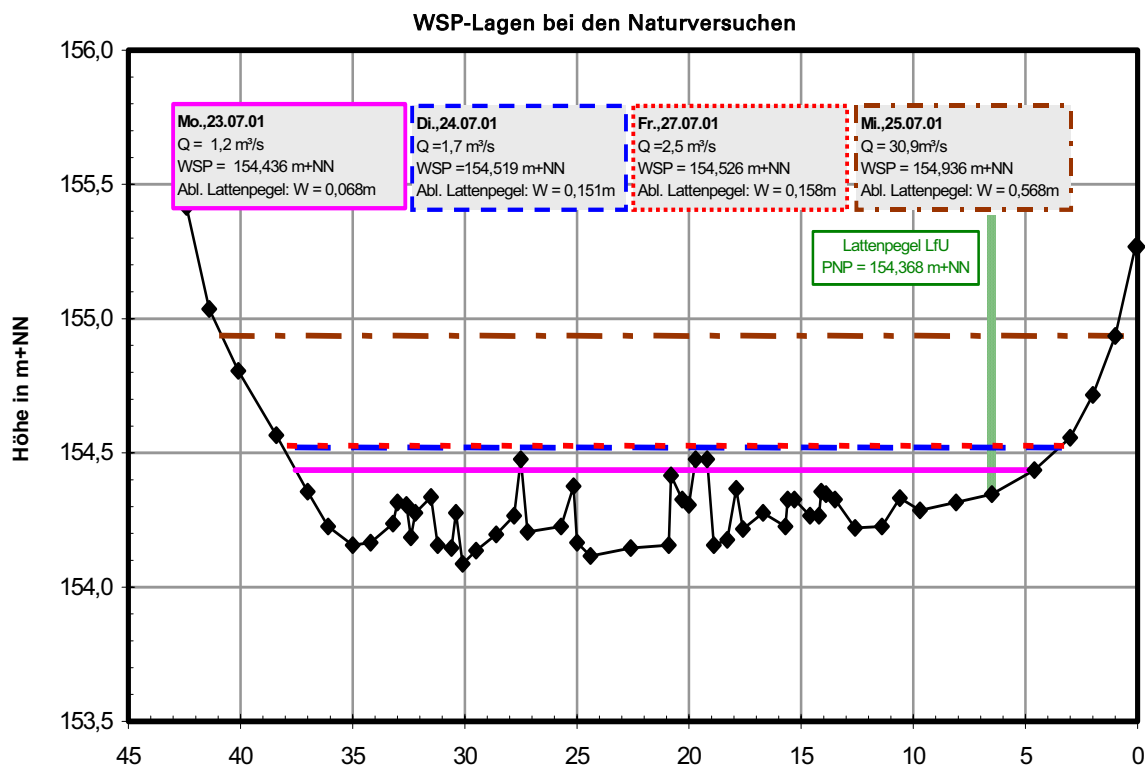


Abbildung 9.19: Darstellung der eingemessenen Wasserspiegellagen relativ zur Sohle



Über die Abflussganglinie eines örtlichen Hilfspegels lassen sich durch Interpolation beliebige Abflüsse im Bereich von  $Q = 1,2 \text{ m}^3/\text{s}$  bis  $Q = 30 \text{ m}^3/\text{s}$  bezüglich der Wasserspiegellage auf die pessimale Schnelle übertragen.

### Abfluss-Wasserstandsbeziehung Lattenpegel LfU

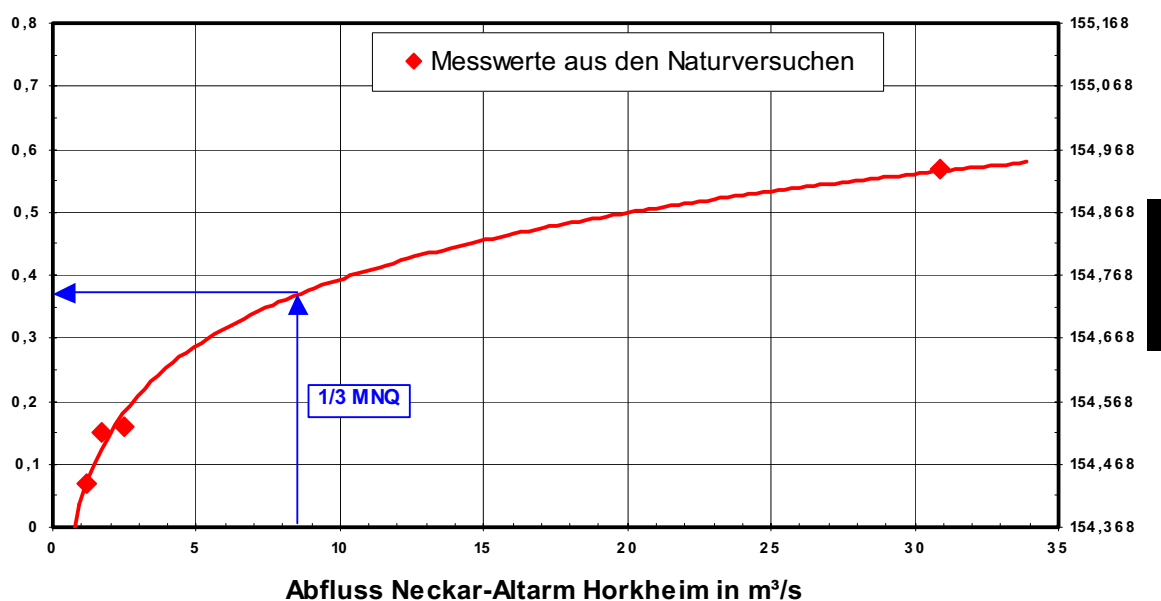


Abbildung 9.20: Abflusskurve für den Hilfspegel (Lattenpegel).

Bei einem Abfluss von  $Q = \text{MNQ}$  bzw.  $Q = 1/3 \cdot \text{MNQ}$  ergeben sich die folgenden Werte:

■ $Q = \text{MNQ}$	= $25,3 \text{ m}^3/\text{s}$	→	$v_m = 1,14 \text{ m/s}$	$h_{\min} = 1,10 \text{ m}$
■ $Q = 1/3 \cdot \text{MNQ}$	= $8,43 \text{ m}^3/\text{s}$	→	$v_m = 0,83 \text{ m/s}$	$h_{\min} = 0,60 \text{ m}$

#### Prüfung der dynamischen Erhöhung

Da durch die Anlagenstruktur bereits eine dynamische Abflussregelung vorhanden ist (Kapitel 9.1), wird eine konstante Mindestabflussdotierung empfohlen.

#### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Schon bei einem Abfluss von  $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$  und einer Fließgeschwindigkeit von  $0,3 \text{ m/s}$  wird das Kies-Lücken-System von Algenüberzug und Feinsedimenten freigespült. Damit ist eine wesentliche Voraussetzung für eine erfolgreiche Entwicklung von Eiern und Fischlarven im Interstitial gegeben. Außerdem wird das Interstitial für anspruchsvolle Makrozoobenthosarten wieder besiedelbar.

Die ökologisch relevanten Parameter, mittlere Talwegtiefe und mittlere Fließgeschwindigkeit, steigen mit zunehmendem Abfluss. Im Hinblick auf die messbaren Kennzahlen des Anforderungsprofils für Fische der ursprünglichen Barbenregion und der heutigen Brachsenregion wird die Mindestwassertiefe von  $0,6 \text{ m}$  im Talweg erst bei ei-

nem Abfluss von  $8,4 \text{ m}^3/\text{s}$  erreicht. Das entspricht  $1/3 \text{ MNQ}$ . Bei diesem Abfluss beträgt die mittlere Fließgeschwindigkeit  $0,83 \text{ m/s}$ . Damit wird auch die Mindestanforderung an die mittlere Fließgeschwindigkeit erfüllt. Da diese Geschwindigkeit an der pessimalen Schnelle gemessen wurde, an der naturgemäß die höchsten Fließgeschwindigkeiten auftreten, fällt sie andernorts im Gewässer deutlich geringer aus. Somit ist gewährleistet, dass auch den Bedürfnissen der stillwasserliebenden Arten Rechnung getragen wird.

Die Vergrößerung der Flachwasserzone wird aus fischbiologischer und gewässerökologischer Sicht als günstig beurteilt. An Flachwasserbereichen und naturnah strukturierten Ufern herrscht in der Bundeswasserstraße Neckar ein ausgesprochener Mangel. Damit kommt den Flachwasserzonen der Altarme als Laich- und Jungfischhabitat große Bedeutung für die Reproduktion der Neckarfische zu. Höhere Abflüsse würden aufgrund der relativ steilen Uferböschungen die Flachwasserzonen nur unwesentlich

vergrößern.

In der ökologischen Gesamtbewertung wird ein Mindestabfluss von  $8,4 \text{ m}^3/\text{s}$  zur Speisung des Horkheimer Altarms vorgeschlagen. Die Nutzung eines Teils des Mindestabflusses über eine Dotationsturbine ist vorgesehen.

### 9.3 VERGLEICH MIT ANDEREN VERFAHREN NACH ANHANG 5

#### Biotop-Abfluss-Ansatz (LAWA)

Bei dem **Biotop-Abfluss-Ansatz** [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2001] muss zunächst ein Orientie-

rungswert für den Mindestabfluss festgelegt werden, der sich nach dem Kriterium der minimalen Wassertiefen zum Erhalt der Durchgängigkeit richtet. Wasserspiegellängenmessungen in der pessimalen Schnelle zeigen, dass schon bei einem Abfluss von  $\text{ca. } 2,5 \text{ m}^3/\text{s} = 0,1 \text{ MNQ}$  die erforderliche Mindesttiefe von  $0,3 \text{ m}$  für den Erhalt der Durchgängigkeit in der Barbenregion, erreicht wird. Bei einer weiteren Plausibilitätsprüfung wird dieser Wert bestätigt, da die geforderte mittlere Querschnittsgeschwindigkeit von  $0,3 \text{ m/s}$  schon bei  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  eingehalten wird. Der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  in der Zeit zwischen August und April beläuft sich demnach auf  $2,5 \text{ m}^3/\text{s} = 0,1 \text{ MNQ}$ .

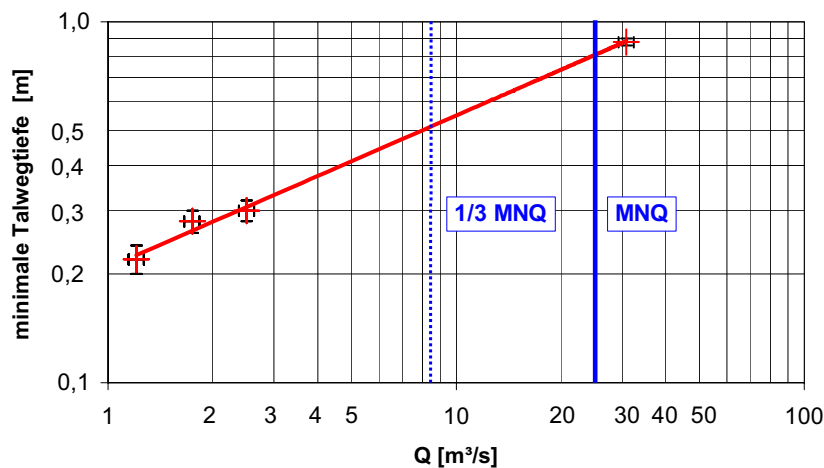


Abbildung 9.21: Wassertiefe pessimale Schnelle, Ausleitungsstrecke Horkheim

Die Abflussdynamisierung nach Empfehlung der LAWA 2001 (Biotop-Abfluss-Ansatz) erfolgt über die Untersuchung der mittleren Wassertiefen im Talweg. Unter Einhaltung des Mindestwertes von  $0,6 \text{ m}$  in der Barbenregion ist nach Augenschein offensichtlich schon bei einem durchgängigkeitskritischen Mindestabfluss von  $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$  gewährleistet. Dieser wird als  $Q_{\min(\text{LR})}$  festgelegt und in den Monaten Mai bis Juli an die Ausleitungsstrecke abgegeben. Eine Unterscheidung in Zeiträume innerhalb und außerhalb der Laichzeit ist nach diesen Ergebnissen nicht erforderlich.

Die Ergebnisse des Abfluss-Biotop-Ansatzes liefern sehr kleine Werte, deshalb sollte nach dem Verfahrensvorschlag LAWA 2001 der ökohydrologische Ansatz angewendet werden.

#### Ökohydrologischer Ansatz (LAWA)

Der **ökohydrologische Ansatz** [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2001] ergibt einen Orientierungswert  $Q_{\min}$  von  $\text{MNQ} = 25,3 \text{ m}^3/\text{s}$ . Nach der Plausibilitätsprüfung an der pessimalen Schnelle wird die geforderte Mindesttiefe  $T_{\min}$  von  $0,3 \text{ m}$  bei diesem Abfluss deutlich eingehalten. Eine Erhöhung des Orientierungswertes  $Q_{\min}$  ist somit nach diesem Ansatz nicht notwendig. Die Abflussdynamisierung soll laut Empfehlung der LAWA 2001- Ökohydrologischer Ansatz mittels des  $\text{MNQ}_{\text{Sommer}}$ -Wertes erfolgen. Da sich dieser Wert mit  $27,4 \text{ m}^3/\text{s}$  nicht lebensraumwirksam von  $Q_{\min}$  unterscheidet, wird die Dynamisierung mit Hilfe des Mittels der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse in den Laich- und Entwicklungsmonaten durchgeführt. Somit wird der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  in der Laich- und Entwicklungsphase der Barbe in Anlehnung an den ökohydrologischen Ansatz für die

Monate Mai und Juli  $50 \text{ m}^3/\text{s} = 2 \text{ MNQ}$  gewählt.

### Habitat-Prognose-Modell

Das **Habitat-Prognose-Modell** [Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik 1999] lässt sich aufgrund der sehr großen rückgestauten Länge nicht anwenden.

### WK-Erlass Hessen

Aufgrund der Tatsache, dass das Einzugsgebiet bei Horkheim weit größer ist als  $50 \text{ km}^2$  ist, beläuft sich der Orientierungswert eines Mindestabflusses in Anlehnung an den **Wasserkrafterlass Hessen** [HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, JUGEND, FAMILIE UND GESUNDHEIT 1998] auf  $\frac{1}{3} \text{ MNQ}$ . Das entspricht einem Abfluss von  $8,4 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Bei der Anpassung des Orientierungswertes wird für die Ausleitungsstrecke von einer mittleren mindestwasserrelevanten Strukturgüte ausgegangen. Für den Betriebskanal kann nicht von einer zukünftigen strukturellen Aufwertung ausgegangen werden. Gesamtheitlich lassen sich hieraus keine relevanten Zu- noch Abschläge zum Orientierungswert ermitteln, somit beläuft sich der Mindestabfluss  $Q_{\min}$  auf  $8,4 \text{ m}^3/\text{s} = \frac{1}{3} \text{ MNQ}$ .

### Konstante Abflussspende

Der Mindestwasserabfluss, dem eine **konstante Abflussspende** von  $2 \text{ l}/(\text{s km}^2)$  zugrunde liegt, beträgt  $16 \text{ m}^3/\text{s}$ , was in etwa dem Wert von  $\frac{1}{3} \text{ MNQ}$  des Neckars bei Horkheim entspricht.

In Abb. 9.22 sind die Ergebnisse der Berechnung der Mindestabflüsse am Neckar bei Horkheim zusammengefasst.

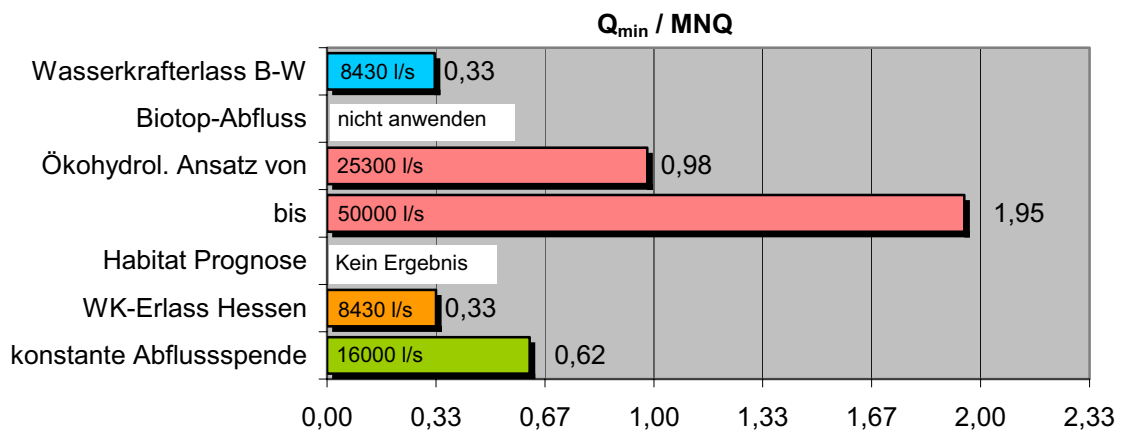


Abbildung 9.22: Mindestabflüsse nach verschiedenen Verfahren, Horkheim / Neckar

## 10 KRAFTWERK NIEFERN / ENZ

### 10.1 BESCHREIBUNG DER ANLAGE, BESTANDSAUFNAHME UND MESSUNGEN

Nach dem Umbau der Anlage handelt es sich nun um ein Flusskraftwerk (Abb. 10.1 und 10.2). Wegen der im Kapitel Morphologie beschriebenen Sondersituation wird dieses Beispiel hier aufgeführt. Das neue Kraftwerk liegt direkt unterhalb der Straßenbrücke, die Ausleitung ist gegenüber dem früheren Kraftwerk nicht mehr vorhanden, am Wehr befindet sich rechtsseitig der Kraftwerkeinlauf, der lediglich die Straße zum Ort kreuzt. Unmittelbar daran befindet sich der Einlaufrechen zur Turbine, der Auslauf

geht unmittelbar nach dem Kraftwerk zurück in die Enz. Die Insel unterhalb der Wehranlage teilt die Enz in einen linken und einen rechten Gewässerarm (Blickrichtung stromabwärts). Der Turbinenauslauf mündet in den rechten Gewässerarm. Kurz oberhalb des linken Armes ist das Verbindungsgewässer angeschlossen (Abb. 10.8).

In der verbliebenen kurzen „Ausleitungsstrecke“ liegt eine hohe Substratdiversität vor. Neben sandigen Bereichen oberhalb der Brücke (Auflandungsbereich) dominieren in den stärker durchflossenen Abschnitten kiesige und steinige Fraktionen.

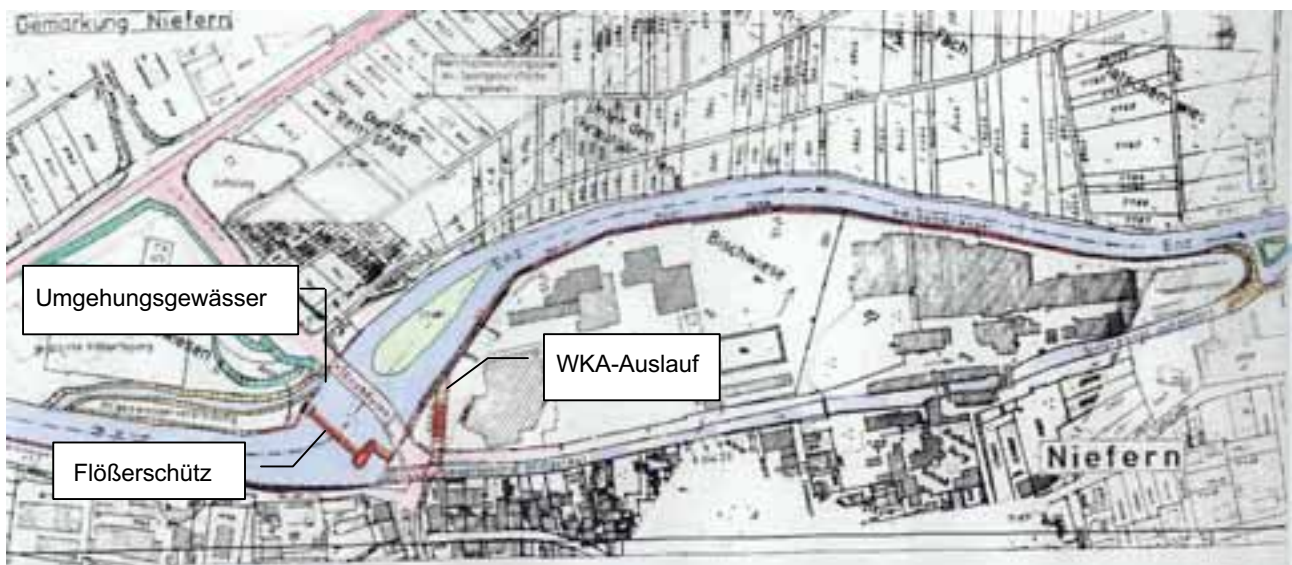


Abbildung 10.1: Darstellung der Situation nach dem Umbau (rot)

Der aktuelle, wasserrechtlich festgelegte Mindestabfluss in der Ausleitungsstrecke beträgt im Jahresdurchschnitt  $1,74 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $\frac{1}{3}$  MNQ). In der Zeit vom 1.7. – 28/29.2. liegt der Mindestabfluss bei  $1,28 \text{ m}^3/\text{s}$ . Dabei gehen  $780 \text{ l/s}$  ständig über den Wehrrücken (Fachwerkkonstruktion) und  $500 \text{ l/s}$  werden über das Verbindungsgewässer abgegeben. Im Zeitraum zwischen dem 01.03 und 30.06. werden über das Flößerschütz zusätzlich etwa  $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$  abgegeben. Der Mindestabfluss liegt dann bei  $2,58 \text{ m}^3/\text{s}$ .

#### Topographie / Lage

Die Enz ist ein Gewässer des Nordschwarzwalds. Nach einer Gesamtlänge von knapp  $110 \text{ km}$  mündet die Enz bei Besigheim in den Neckar. In Niefern-Öschelbronn bei Flusskilometer  $51+700$  befindet sich die Wasserkraftanlage.



Abbildung 10.2: Enz, Lageskizze aus TK 7018 Pforzheim-Nord

### Hydrologie

Die hydrologischen Daten, die der Berechnung zugrunde liegen, stammen vom direkt oberhalb liegenden Enzpegel Pforzheim aus der Jahresreihe 1933 bis 1998. Dieser Pegel hat ein Einzugsgebiet von 1.479 km<sup>2</sup>. Der für die Wasserkraftanlage abgeleitete MNQ Wert beträgt 5,23 m<sup>3</sup>/s.

### Morphologie

Hinsichtlich der Ausgestaltung der „Ausleitungsstrecke“ liegt bei Niefern eine komplexe Sondersituation vor. Durch eine flussmittig gelegene Insel unterhalb der Straßenbrücke ist die verbliebene „Ausleitungsstrecke“ zweigeteilt. In den rechten Gewässerarm mündet bereits nach rund 85 m der Triebwerkskanal ein. Dagegen ist der linke Ausleitungsarm vom Wehr aus ca. 220 m lang. In diese Strecke mündet das Verbindungsgewässer zum Oberwasser (Abb. 10.1), wodurch ein Mindestabfluss in dieser Strecke erforderlich ist. Die Ausleitungsstrecke ist sehr abwechslungsreich strukturiert. Bei einem mittleren Sohlgefälle von rund 3% liegen unterschiedliche Wassertiefen mit tiefen Stellen insbesondere im Tosfeld sowie heterogene Strömungsprofile vor. Die mittlere Breite beträgt oberhalb der Insel rund 80 m. Durch Brückenpfeiler, Auflandungen und die Insel weist der Abschnitt eine hohe Breitenvarianz auf. Etwa 70 m flussabwärts des Wehrs befindet sich im rechten Flussarm eine Schwelle zwischen dem linken Ufer und der Insel.

### 10.2 ERMITTLUNG DES MINDESTABFLUSSES GEMÄSS KAPITEL B

Die Anwendung des **Wasserkrafterlasses Baden-Württemberg** erfolgt durch örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3}$  MNQ (=1,74 m<sup>3</sup>/s) nach den in Kapitel B beschriebenen Schritten:

#### 1. Fischökologische Zuordnung

Die Enz bei Niefern ist ein Gewässer im Übergang der Äschenregion zur Barbenregion im Neckareinzugsgebiet. Die natürliche Fischfauna umfasst ein Spektrum von 13 Arten. Leitfischarten der Regionen sind die Äsche bzw. die Barbe. Das gegenwärtige Arteninventar beinhaltet 12 Arten der natürlichen Fischfauna, darunter auch die im vorliegenden Leitfaden mit ihren Anforderungsprofilen beschriebenen Arten Äsche, Barbe, Bachforelle, Elritze, Groppe und Hasel. In einer jüngeren Untersuchung im Herbst 2003 konnte das Vorkommen der artenschutzrechtlich bedeutenden Fischart Strömer (*Leuciscus souffia agassizi*) bestätigt werden.

#### 2. Darstellung der Anforderungsprofile

Zur Festlegung eines adäquaten Mindestabflusses wird insbesondere das im Anhang 3 dargestellte Anforderungsprofil des Strömers herangezogen. Diese Fischart stellt vergleichsweise hohe Ansprüche an ihren Lebensraum - etwa an Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe. Im Hinblick auf Reproduktion und Fischwanderung sind zusätzlich die Anforderungen der Arten Äsche und Barbe zu



berücksichtigen.

### 3. Ökologischer Wert

Flussabwärts des Wehrs Niefern ist die Enz strukturell betrachtet ein überwiegend hochwertiger und abwechslungsreicher Gewässerabschnitt. Durch die Vielfalt an unterschiedlichen und miteinander vernetzten Strukturraumausprägungen weist die verbliebene Ausleitungsstrecke bei ausreichender Durchströmung eine hohe ökologische Funktionsfähigkeit, insbesondere als Lebensraum für den Strömer sowie als Jungfischlebensraum und Laichplatz für Fließwasserfischarten auf. Lebensraumdefizite für Fische liegen in einigen flachen, rückstaubeinflussten und nicht durchflossenen Gewässerbereichen zwischen dem Wehr und der Straßenbrücke vor (Abb. 10.3).



Abbildung 10.3: „Ausleitungsstrecke“ der WKA Niefern zwischen Brücke und Wehr bei einem Abfluss von 1,2 m<sup>3</sup>/s (Sommer 2003).

In den stärker durchströmten und tieferen Abschnitten der Ausleitungsstrecke, etwa im Wehrkolk, unterhalb des Flößerwehrs, sowie im Unterwasserbereich des Turbinen



auslasses liegen die bevorzugten Lebensraumbereiche adulter Strömer.

### 4. Erforderliche Teilfunktionen und Rahmenbedingungen des Lebensraums

Im linken Gewässerarm der „Ausleitungsstrecke“ sind Kieslaichplätze für Äsche und Strömer in guter Qualität vorhanden. Die vergleichsweise kurze „Ausleitungsstrecke“ erfüllt aktuell eine herausragende Funktion als Jungfischhabitat in diesem Enzabschnitt. Insgesamt weist die „Ausleitungsstrecke“ in ihrem aktuellen Zustand ein hohes Rekrutierungspotenzial für Fließwasserfischarten auf.

Bei einem Mindestabfluss um 1,28 m<sup>3</sup>/s in der aktuellen Regelung stellt die „Ausleitungsstrecke“ ein Wanderhindernis für größere Fische dar. Über längere Strecken liegen im Querprofil Wassertiefen kleiner als 8 cm vor. Größere Fische (Barbe, Äsche) werden hier zeitweise eine unüberwindbare Barriere vorfinden. Auch der Einstieg in das Verbindungsgewässer ist aufgrund der geringen Wasserführung nicht zu jeder Zeit für alle Fischgrößen gewährleistet.

### 5. Auswahl der repräsentativen Bereiche

Aufgrund der geringen Länge der „Ausleitungsstrecke“ kann ein repräsentativer Bereich mit zwei Bildern erfasst werden. Abb. 10.4 zeigt in den beiden Abbildungen den linken und rechten Gewässerarm flussabwärts der Straßenbrücke. Hinsichtlich der Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit der Strecke für Fische wird zusätzlich der Abschnitt des Einstieges in das Verbindungsgewässer betrachtet.



Abbildung 10.4: flussabwärts der Brücke (linkes Bild: linker Gewässerarm; rechts: rechter Gewässerarm mit Sohlschwelle und Wiedereinleitung WKA) bei einem Abfluss von ca. 1,2 m<sup>3</sup>/s. Roter Pfeil: Austritt Turbinenschacht

## 6. Umsetzung in Abflussgrößen

Der festgelegte Mindestabfluss für die Zeit zwischen dem 1. Juli und dem 28/29. Februar von  $1,28 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca.  $0,25 \text{ MNQ}$ ) zeigt in einer Gesamtbewertung keine zufriedenstellenden Verhältnisse in der Ausleitungsstrecke. Aufgrund der großen Breite der Ausleitungsstrecke und der flächigen Beschickung derselben über die gesamte Wehrkrone ist bei dieser Abflusssituation die Durchwanderbarkeit der Strecke für größere Fische nicht gewährleistet. Um diese zu erfüllen, muss der Abfluss oberhalb  $1,28 \text{ m}^3/\text{s}$ , bei  $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca.  $0,4 \text{ MNQ}$ ) liegen. Dabei muss ein Großteil des Mindestabflusses am linksseitigen Flößerwehr sowie über das Verbindungsgewässer abgegeben werden, um eine ausreichende Wassertiefe und Leitströmung in Richtung Verbindungsgewässer zu bilden. Die Verlagerung der Abflussverteilung auf den linken Ausleitungsarm zugunsten der Durchgängigkeit der Ausleitungsstrecke und Auffindbarkeit des Verbindungsgewässers geht bei einer Erhöhung des Abflusses nicht zu Lasten der aktuell hohen Qualität des Jungfischlebensraumes. Das Wehr ist eine Fachwerkkonstruktion und sollte deshalb überströmt werden. Damit der linke Gewässerarm für die Leitfischart Äsche und auch für den Strömer als Laichhabitat dienen kann, ist zur Laichzeit der beiden Arten (März bis Mai) eine Wasserführung von mindestens  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  notwendig. Auch in dieser Zeit sollte die Hauptwassermenge über die linke Wehrseite abgegeben werden. Gegebenenfalls sind im Wehrunterwasser strukturelle Anpassungen vorzunehmen.

### Prüfung zuflussabhängige dynamische Erhöhung

Eine zuflussabhängige dynamische Erhöhung lässt keine wesentliche Verbesserung der Lebensraumfunktionen für die Indikatorarten erwarten.

### Ergebnis der fachlichen Beurteilung

Die örtliche Anpassung des Orientierungswertes von  $\frac{1}{3} \text{ MNQ}$  zeigt, dass der im vorangegangenen Wasserrechtsverfahren festgelegte Mindestabfluss von durchschnittlich  $1,74 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $\frac{1}{3} \text{ MNQ}$ ) mit der Stafflungsregelung von  $1,28 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca.  $0,25 \text{ MNQ}$  vom 1. Juli bis 28/29. Februar) auf  $2,58 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca.  $0,5 \text{ MNQ}$  vom 1. März bis 30. Juni) nicht ausreicht, um die erforderliche Durchgängigkeit in der „Ausleitungsstrecke“ ganzjährig zu gewährleisten. Als zielführender Abfluss für die Durchgängigkeit

wird eine konstante Wassermenge von  $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$  angesehen. Dagegen reicht der aktuell festgelegte Abfluss von  $2,58 \text{ m}^3/\text{s}$  vom 1. März bis 30. Juni aus, um im linken Ausleitungsarm die Laichplatzfunktion für die Leitfischart Äsche und den Strömer sowie für weitere typische Flussfischarten zu erfüllen.

Schließlich entstehen ab einem Abfluss von rund  $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$  ausreichend rasch durchströmte, tiefe Bereiche in der „Ausleitungsstrecke“, welche vorzugsweise vom Strömer besiedelt werden. Eine Dynamisierung des Abflusses unterhalb eines Abflusses von  $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$  zugunsten amphibischer Faunen- und Florenelemente steht der Förderung des Strömerbestandes entgegen. Die in der Enz bei Niefern vorkommende Unterart des Strömers ist in ihren Reliktbeständen nur noch in Baden-Württemberg vorhanden. Aus diesem Grund sind hier besondere Schutzbemühungen für diese Fischart anzustreben - gerade vor dem Hintergrund der Mindestwasserführung und der Gewässervernetzung.

Der Mindestabfluss sollte daher  $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca.  $0,4 \text{ MNQ}$ ) vom 1. Juli bis 28/29. Februar betragen und eine jahreszeitliche Staffelung von  $2,58 \text{ m}^3/\text{s}$  (ca.  $0,5 \text{ MNQ}$ ) vom 1. März bis 30. Juni erfolgen. Die Erhöhung der Dotation dient der Verbesserung der Leitströmung über das Verbindungsgewässer in der Laichzeit und der Laichplatzfunktion in der „Ausleitungsstrecke“ für kieslaichende Cypriniden und für die Äsche.



Abbildung 10.5: Fehlende Lockwirkung am Einstieg des Verbindungsgewässers bei geringer Dotation

# Anhang 2

## STATISTISCHE ERMITTLUNG HYDROLOGISCHER WERTE WIE MNQ ANHAND VON PEGEL-AUSWERTUNGEN

### MNQ aus einer Pegelstatistik

Der Abflusskennwert MNQ ist definiert als (arithmetischer) Mittelwert der jährlichen Niedrigwasserabflüsse NQ (DIN 4049-1).

$$MNQ = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n NQ_i$$

MNQ mittlerer jährlicher Niedrigwasserabfluss aus n Einzeljahren in m<sup>3</sup>/s

NQ<sub>i</sub> jährlicher Niedrigwasserabfluss des Einzeljahres i in m<sup>3</sup>/s

Für Abflusspegel liegen normalerweise MNQ-Werte vor. Grundsätzlich sollten längere Beobachtungsreihen einbezogen werden. Sofern diese nicht vorliegen, können zur Abschätzung auch kürzere Reihen herangezogen werden, wenn diese Niedrigwasserzeiten beinhalten. Bei Abschätzung des MNQ-Kennwertes für einen pegelfernen Standort sollten mehrere Messungen während Niedrigwasserzeiten vor Ort genutzt werden, die mit zeitgleich festgestellten NW-Abflüssen an Pegeln der Umgebung verglichen werden müssen.

Besonders zu beachten sind anthropogene Einflüsse auf den Niedrigwasserabfluss und daraus sich ergebende bleibende Veränderungen im zeitlichen Verhalten.

Ein typisches Beispiel hierfür sind Trinkwasserüberleitungen und Einleitungen von Kläranlagen, die zum natürlichen Abflussregime des Einzugsgebiets hinzutreten und üblicherweise den Niedrigwasserabfluss erhöhen. Sollte diese Situation im Verlauf einer Beobachtungsdauer entstanden sein, wird der MNQ-Wert sowohl aus den relativ niedrigen Werten zu Beginn der Beobachtungsdauer als auch aus den höheren Werten gegen deren Ende gebil-

det. Für die Zukunft ist aber bei Fortbestand der Abwassereinleitungen von einem höheren Wert für MNQ auszugehen, weshalb die Zeitreihe in ihrem gesamten Beobachtungsumfang nicht repräsentativ für das zukünftige Abflussgeschehen ist.

Dieser systematische Fehler aufgrund des Trends in der Stichprobe kann bei exakter Berechnung nur mit aufwändigen statistischen Methoden berücksichtigt werden. Da es sich bei der Festlegung des MNQ nur um einen Bezug für einen *Orientierungswert* handelt, ist es in Einzelfällen auch möglich, in erster Näherung nur den Teil der Beobachtungsdauer auszuwerten, der diese menschlich verursachte Abflusserhöhung im Niedrigwasserbereich unterliegt.

Neben dem langfristig ansteigenden Niedrigwasserabfluss ist auch ein zeitlicher Trend zu abnehmendem Niedrigwasserabflüssen möglich, z.B. durch erhöhten Oberflächenabfluss bei Flächenversiegelung und damit verminderte Grundwasserneubildung, durch erhöhte Verdunstung aufgrund von Flächennutzungsänderungen oder durch Wasserentnahmen ohne Rückleitung innerhalb des Einzugsgebiets. Hier ist prinzipiell das gleiche Vorgehen wie bei einem ansteigenden Trend notwendig.

### ■ Beispiel 1

Bestimmung des mittleren jährlichen Niedrigwasserabflusses MNQ aus Pegelbeobachtungen

Gegeben sei eine Beobachtungsreihe von 10 Jahren (1989-1998), deren jeweils niedrigster Abfluss wie folgt in m<sup>3</sup>/s aufgetreten ist: 10, 15, 12, 11, 14, 11, 13, 11, 12, 17.

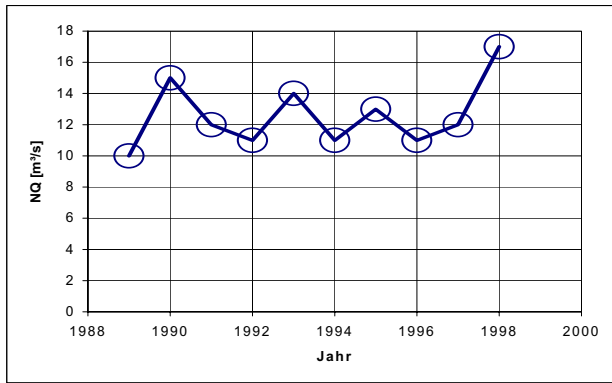


Abbildung 1: Exemplarische Niedrigwasserreihe

Damit ergibt sich

$$MNQ = 1/10$$

$$(10 + 15 + 12 + 11 + 14 + 11 + 13 + 11 + 12 + 17) \text{ m}^3/\text{s} = 12,6 \text{ m}^3/\text{s}$$

■ Beispiel 2

Auswahl einer repräsentativen Abflusszeitreihe

Für einen Abflusspegel sind folgende Abflusswerte in einer Zeitreihe gemessen:

Tabelle 1: Niedrigwasserabflüsse

Niedrigwasserabflüsse	
Jahr	NQ
1973	0,01 m³/s
1974	0,007 m³/s
1975	0,008 m³/s
1976	0,0065 m³/s
1977	0,0075 m³/s
1978	0,006 m³/s
1979	0,0085 m³/s
1980	0,009 m³/s
1981	0,0075 m³/s
1982	0,01 m³/s
1983	0,006 m³/s
1984	0,008 m³/s
1985	0,007 m³/s
1986	0,01 m³/s
1987	0,009 m³/s
1988	0,008 m³/s
1989	0,01 m³/s
1990	0,015 m³/s
1991	0,012 m³/s
1992	0,011 m³/s
1993	0,014 m³/s
1994	0,011 m³/s
1995	0,013 m³/s
1996	0,011 m³/s
1997	0,012 m³/s
1998	0,017 m³/s

Es zeigt sich zwischen den Jahren 1988 und 1990 ein signifikanter Anstieg des Niedrigwasserabflusses. In solch einem Fall sollte überprüft werden, ob diese Erhöhung durch anthropogene Einflüsse wie beispielsweise den Anschluss eines Neubaugebiets mit entsprechend erhöhtem Trockenwetterabfluss oder einen Kläranlagenausbau erklärt werden kann. Sofern dies der Fall ist, sollte der (höhere) mittlere Niedrigwasserabfluss des zweiten Zeitreihenabschnittes gewählt werden.

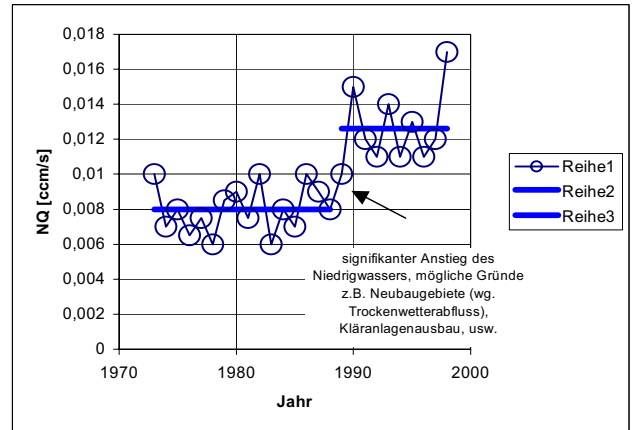


Abbildung 2: Niedrigwasserreihe mit zeitlicher Inhomogenität

Für die Ermittlung des MNQ an der Entnahmestelle muss eine Anpassung der Pegelwerte erfolgen. Hierfür sind verschiedene Fälle zu unterscheiden. Die Bestimmung der benötigten Einzugsgebietsgröße wird am Ende des Anhangs behandelt.

Fall A

Die Wasserentnahme der Ausleitungsstrecke liegt in unmittelbarer Nähe eines Pegels mit entsprechender Beobachtungsdauer.



Abbildung 3: Lage der Wasserentnahme in unmittelbarer Nähe zu einer Pegelanlage

$$A_{E,W} \approx A_{E,P}$$

$A_{E,W}$  Einzugsgebiet der Wasserentnahme in km<sup>2</sup>

$A_{E,P}$  Einzugsgebiet des Pegels in km<sup>2</sup>

Für diesen Fall kann der MNQ direkt aus den Pegelauswertungen übernommen werden, d.h. der Abfluss wird als konstant angenommen:

$$MNQ = MNQ_P$$

MNQ mittlerer Niedrigwasserabfluss an der Wasserentnahme in m<sup>3</sup>/s

MNQ<sub>P</sub> mittlerer Niedrigwasserabfluss am Pegel in m<sup>3</sup>/s

### ■ Beispiel 3

MNQ-Bestimmung bei Wasserentnahme in unmittelbarer Nähe zu einem Pegel

Angenommen wird der Pegel Pforzheim/Enz, Einzugsgebiet 1479 km<sup>2</sup>, MNQ<sub>P</sub> = 5,12 m<sup>3</sup>/s (Jahresreihe 1932-1996, Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 1996)

Für eine Wasserkraftanlage an der Enz in Pforzheim kann in guter Näherung der mittlere jährliche Niedrigwasserabfluss MNQ<sub>WKA</sub> mit dem Niedrigwasserabfluss des Pegels MNQ<sub>P</sub> angenommen werden, sofern die Wasserkraftanlage unterw der Mündung der Nagold bzw. Würm liegt und damit näherungsweise das selbe Einzugsgebiet besitzt.

$$MNQ_{WKA} = MNQ_P = 5,12 \text{ m}^3/\text{s}$$

### Fall B

Die Wasserentnahme der Ausleitungsstrecke befindet sich in der weiteren Entfernung zu einem Pegel, ein zweiter Pegel liegt nicht in hinreichender Nähe vor.



Abbildung 4: Lage der Wasserentnahme in weiterer Entfernung von einem Pegel

Die Abflussspende wird als konstant angenommen:

$$\begin{aligned} MNQ &= MNq \cdot A_{E,W} \cdot 10^{-3} \\ &= MNq_P \cdot A_{E,W} \\ &= MNQ_P \cdot \frac{A_{E,W}}{A_{E,P}} \end{aligned} \quad MNq_{Pegel} = \frac{MNQ_{Pegel}}{A_{E,Pegel}} \cdot 10^3$$

MNQ mittlerer Niedrigwasserabfluss an der Wasserentnahme in m<sup>3</sup>/s

MNq mittlere Niedrigwasserabflussspende an der Wasserentnahme in l/(s km<sup>2</sup>)

A<sub>E,W</sub> Einzugsgebiet der Wasserentnahme, i. d. R. oberirdisches Einzugsgebiet in km<sup>2</sup>

MNQ<sub>P</sub> mittlerer Niedrigwasserabfluss am Pegel in m<sup>3</sup>/s

A<sub>E,P</sub> Einzugsgebiet des Pegels, i. d. R. oberirdisches Einzugsgebiet in km<sup>2</sup>

MNq<sub>P</sub> mittlere Niedrigwasserabflussspende am Pegel in l/(s km<sup>2</sup>)

### ■ Beispiel 4

MNQ-Bestimmung bei Wasserentnahme in hinreichender Nähe zu nur einem Pegel

Angenommen wird ein Einzugsgebiet an der Enz von 2.000 km<sup>2</sup>, als Referenzpegel wird der Pegel Pforzheim / Enz, Einzugsgebiet 1479 km<sup>2</sup>, MNQ<sub>P</sub> = 5,12 m<sup>3</sup>/s (Jahresreihe 1932-1996, Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 1996) gewählt:

$$MNQ = 5,12 \cdot 2000 / 1479 = 6,92 \text{ m}^3/\text{s}$$

### Fall C

Die Wasserentnahme der Ausleitungsstrecke liegt zwischen zwei Abflusspegeln.



Abbildung 5: Lage der Wasserentnahme zwischen zwei Pegelanlagen

Die Abflussspende wird in erster Näherung einzugsgebietsproportional interpoliert. Hier ist zu unterscheiden,



ob einer oder mehrere Pegel am Gewässer liegen.

$$MNQ = MNq \cdot A_{E,W} = \left[ MNq_{P_1} + \frac{(A_{E,W} - A_{E,P_1})}{(A_{E,P_2} - A_{E,P_1})} \cdot (MNq_{P_2} - MNq_{P_1}) \right] \cdot A_{E,W}$$

- MNQ mittlerer Niedrigwasserabfluss an der Wasserentnahme in m<sup>3</sup>/s
- MNq mittlere Niedrigwasserabflusspende an der Wasserentnahme in l/(s·km<sup>2</sup>)
- A<sub>E,W</sub> Einzugsgebiet der Wasserentnahme, i. d. R. oberirdisches Einzugsgebiet in km<sup>2</sup>
- MNQ<sub>P<sub>1</sub></sub> mittlerer Niedrigwasserabfluss am Pegel 1 in m<sup>3</sup>/s
- A<sub>E,P<sub>1</sub></sub> Einzugsgebiet des Pegels 1, i. d. R. oberirdisches Einzugsgebiet in km<sup>2</sup>
- MNq<sub>P<sub>1</sub></sub> mittlere Niedrigwasserabflusspende am Pegel 1 in l/(s·km<sup>2</sup>)
- MNQ<sub>P<sub>2</sub></sub> mittlerer Niedrigwasserabfluss am Pegel 2 in m<sup>3</sup>/s
- A<sub>E,P<sub>2</sub></sub> Einzugsgebiet des Pegels 2, i. d. R. oberirdisches Einzugsgebiet in km<sup>2</sup>
- MNq<sub>P<sub>2</sub></sub> mittlere Niedrigwasserabflusspende am Pegel 2 in l/(s·km<sup>2</sup>)

Sofern mehrere Pegel an dem zu untersuchenden Gewässer liegen, sollte zur Plausibilitätskontrolle ein MNQ-Längsschnitt aufgezeichnet werden.

■ Beispiel 5

MNQ-Bestimmung bei Wasserentnahme zwischen zwei Pegeln

Für den Kocher soll der mittlere jährliche Niedrigwasserabfluss für ein Einzugsgebiet von 1000 km<sup>2</sup> bestimmt werden.

Die Analyse der Datenlage ergab folgende Werte (DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH 1996).

Tabelle 2: Niedrigwasserabflüsse für verschiedene Kocher-Pegel

Pegel	AE (km <sup>2</sup> )	MNQ (m <sup>3</sup> /s)	MNq (l/skm <sup>2</sup> )	Zeitreihe von/bis	Jahre
Stein	1929	4,67	2,42	1885/ 1996	111
Kocherst.	1281	2,79	2,18	1925/ 1996	69
Gaildorf	726	1,83	2,52	1886/ 1996	109
Wöllst.	460	2,01	4,37	1973/ 1996	20

Die Auftragung des Längsschnittes ergibt dabei den oben abgebildeten Verlauf. Auffällig ist die große Niedrigwasserspende für den Pegel Wöllstein, der evtl. durch die wesentlich kürzere Beobachtungsdauer zu erklären ist.

Für die Einzugsgebietsgröße von 1000 km<sup>2</sup> berechnet sich der mittlere Niedrigwasserabfluss MNQ wie folgt (mit P<sub>1</sub>=Pegel Gaildorf und P<sub>2</sub>=Pegel Kocherstetten):

$$MNQ \text{ (Kocher, } 1000 \text{ km}^2\text{)} = \left[ 2,52 + \left( \frac{1000 - 726}{1281 - 726} \right) \cdot (2,18 - 2,52) \right] = 2,35 \text{ m}^3 / \text{s}$$

Kocher: Längsschnitt der mittleren jährlichen Niedrigwasserabflusspenden MNq

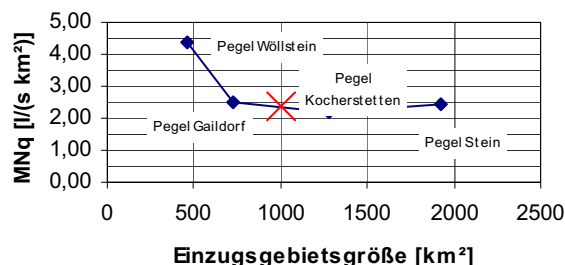


Abbildung 6: Niedrigwasserlängsschnitt

Fall D

Die Wasserentnahme der Ausleitungsstrecke befindet sich an einem Gewässerabschnitt ohne Pegel



Abbildung 7: Kein Pegel im Bereich der Wasserentnahme vorhanden

Einzugsgebietsabhängige Übertragung anhand des Vergleichs mit hydrologisch ähnlichen Pegeln, ggf. in Kombination mit Stichtagsmessungen. Eine pauschale Vorgehensweise lässt sich nicht angeben und muss daher individuell gewählt werden.

#### ■ Beispiel 6

MNQ-Bestimmung bei fehlenden Pegeln im Gewässerabschnitt

Angenommen wird eine Gewässerstrecke, die sich südlich von Rottweil im Neckargebiet befindet und ein Einzugsgebiet von 50 km<sup>2</sup> besitzt. Als Vergleichspegel liegen gemäß angenommener Datenlage [DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH 1996] nur folgende Pegel in der näheren Umgebung:

Tabelle 3: Niedrigwasserabflüsse für verschiedene Kocher-Pegel

Pegel	AE (km <sup>2</sup> )	MNQ (m <sup>3</sup> /s)	MNq (l/s km <sup>2</sup> )	Zeitreihe von/bis	Jahre
<b>Horgen (Eschach)</b>	208	0,382	1,84	1948/1996	49
<b>Rottweil (Neckar)</b>	455	1,000	2,20	1939/1996	57
<b>Imnau (Eyach)</b>	331	0,433	1,31	1931/1996	66
<b>Tübingen (Steinlach)</b>	139	0,253	1,82	1962/1996	35

Für eine Einzugsgebietsgröße von 50 km<sup>2</sup> wird eine mittlere Niedrigwasserabflusspende von 1,5 l/(s km<sup>2</sup>) gewählt. Daraus berechnet sich der mittlere jährliche Niedrigwasserabfluss MNQ wie folgt:

$$MNQ = 1,5 \cdot 50 = 75 \text{ l/s} = 0,075 \text{ m}^3/\text{s}$$

Am schwierigsten ist zweifellos die Festlegung des mittleren jährlichen Niedrigwasserabflusses MNQ für Gewässerabschnitte, an denen kein Pegel vorliegt. In diesem Fall ist es erforderlich, die Abflusspende über andere geeignete Verfahren zu gewinnen.

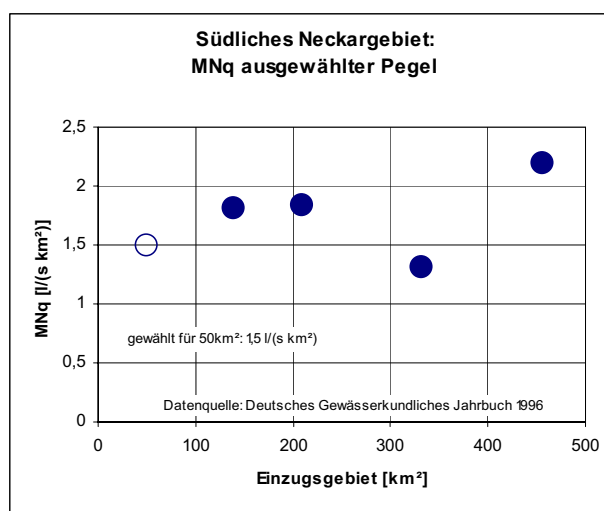


Abbildung 8: MNQ-Bestimmung, Fall D: Regionalisierte Niedrigwasserabflusspenden

Ein Beispiel ist die Nutzung von Pegeln in der selben oder einer hydrologisch ähnlichen Region. Hierbei spielen im Fall des Niedrigwasserabflusses u. a. die Art der grundwasserleitenden Gesteine, die Flächennutzung sowie die Höhe der Niederschläge und deren zeitliche Verteilung eine erhebliche Rolle. Eine pauschale Empfehlung für das Vorgehen kann dabei nicht gegeben werden. Es hat sich in der Praxis oft bewährt, hydrologisch ähnliche Pegel in Bezug auf ihre Niedrigwasserabflusspende auszuwerten und über die Einzugsgebietsfläche aufzutragen.

Neben diesen Auswertungen bestehender Messungen kann auch die Durchführung von Niedrigwasser-Vergleichsmessungen zu Stichtagen zur weitergehenden Klärung der Fragestellung beitragen. Hierbei wird zu bestimmten Stichtagen der Gesamtabfluss an der Wasserentnahme gemessen und in Bezug zu Pegelwerten an hydrologisch ähnlichen Pegeln gesetzt. Dieses Verfahren unterliegt aufgrund der sehr eingeschränkten Prüfbarkeit und der unklaren Übertragungsfunktionen - auch unter dem Einfluss menschlicher Nutzungen - einer oft erheblichen Unsicherheit, so dass zumindest mehrere Stichtagsmessungen ausgeführt werden sollten.

#### Einzugsgebiet $A_E$ ermitteln

Zunächst ist die Größe des Einzugsgebiets an der Wasserentnahme der Ausleitungsstrecke zu bestimmen. Sofern diese Größe nicht anderweitig bereits gegeben ist (z. B. in Wasserrechtsunterlagen), sollten nachfolgende Arbeitsschritte durchgeführt werden.

Für das Land Baden-Württemberg stellt die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg flächendeckend als kleinste Unterteilung der Landesfläche in oberirdische Einzugsgebiete die Basiseinzugsgebiete der Fließgewässer im Maßstab 1:50.000 als ArcView-Shape bereit (EZG50-Shape). Diese Basiseinzugsgebiete wurden zusammen mit dem Fließgewässernetz 1:50.000 auf Grundlage der digitalen Rasterdaten der Topographischen Karten 1:50.000 (TK50) erstellt.

Als Kartengrundlage wurde in Abbildung 9 das Gewässerkundliche Flächenverzeichnis Baden-Württembergs gewählt, da dort bereits schon etliche Einzugsgebietsgrenzen eingetragen sind.

Muss für eine Anlage das oberirdische Einzugsgebiet bestimmt werden, so genügt es, wenn das Einzugsgebiet zwischen der Anlage und dem oberhalb liegenden Basiseinzugsgebiet bestimmt wird, die Gesamtfläche der weiter oberhalb liegenden Basiseinzugsgebiete kann aus dem EZG50-Shape entnommen werden.

### Empfehlung

Ermittlung der Einzugsgebietsgröße  $A_E$

- (1) Festlegung des Beginns der Ausleitungsstrecke und Definition als Gewässerknoten.
- (2) Bestimmung des oberirdischen Einzugsgebietes durch Einzeichnen der oberirdischen Einzugsgebietsgrenzen in eine topografische Karte. Die Einzugsgebietsgrenzen verlaufen immer senkrecht zu den Höhenlinien und umfassen den gesamten Bereich, der oberirdisch bis zur Wasserentnahme entwässert.
- (3) Bestimmen der Einzugsgebietsflächen durch planimetrieren (z. B. elektronisch im GIS).

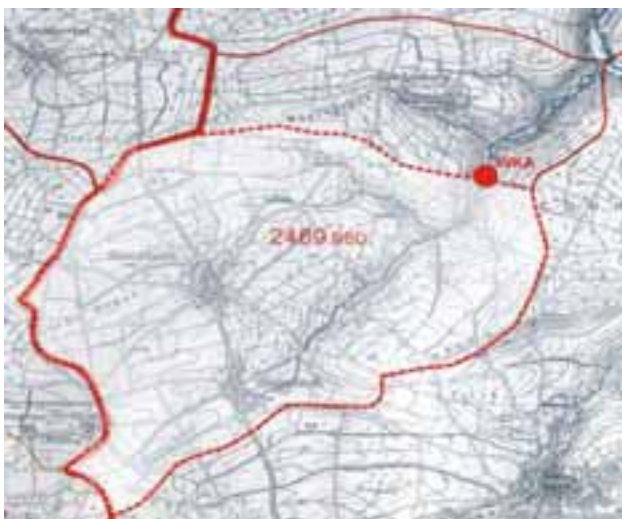


Abbildung 9: Abgrenzung einer oberirdischen Einzugsgebietsfläche für eine Wasserkraftanlage (WKA)

# Anhang 3

## ANFORDERUNGSPROFILE VON INDIKATOR-FISCHARTEN

Beitrag der Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg,  
Untere Seestraße 81, 88085 Langenargen

### Übersicht

	Seite
A Obere und Untere Forellenregion (Epi- und Metarhithral)	126
A.1 Bachforelle	126
A.2 Groppe	128
B Untere Forellen- und Äschenregion (Meta- und Hyporhithral)	131
B.1 Elritze	131
B.2 Äsche	133
B.3 Lachs	135
B.4 Strömer	138
C Äschen- und Barbenregion (Hyporhithral und Epipotamal)	140
C.1 Hasel	140
C.2 Barbe	142
C.3 Nase	144
Schriftenverzeichnis	147

Für charakteristische Fischarten der Oberen und Unteren Forellenregion sowie der Äschen- und Barbenregion, also vom Epirhithral bis zum Epipotamal (vgl. auch Abb. B 7), werden die wichtigsten Anforderungen beschrieben, die diese Arten für eine erfolgreiche Besiedlung und für einen vollständigen Lebenszyklus benötigen. Die Anforderungsprofile sind für die Festlegung des Mindestabflusses nach Kap. B 3.2 erforderlich.

Die Daten basieren auf der nationalen und internationalen Literatur (s. Schriftenverzeichnis). Außerdem wurde auf einen Bericht von Troschel [2001]<sup>109</sup> zurückgegriffen. Zusätzlich wurden, bedingt durch die besonderen Gewässerhältnisse in Baden-Württemberg, davon abweichende eigene Beobachtungen oder Erfahrungen berücksichtigt.

Die im Text genannten Fließgeschwindigkeiten sind nicht in einer bestimmten, festgelegten Wassertiefe gemessen, sondern sind Mittelwerte, die an den jeweiligen Habitaten ermittelt wurden.

## A OBERE UND UNTERE FORELLENREGION (EPI- UND METARHITHRAL)

### A.1 BACHFORELLE

#### Charakteristika und allgemeine Ansprüche

Die Bachforelle (*Salmo trutta*) ist ein Bewohner strukturreicher, sommerkühler und sauerstoffreicher Oberläufe der Fließgewässer und in ganz Baden-Württemberg verbreitet. Die Laichzeit liegt in den Monaten Oktober bis Dezember, die Brut schlüpft in den Monaten Februar bis März. Die Bestände sind vielfach durch naturfernen Ausbau der Gewässer sowie teilweise noch durch eine ungünstige Wasserqualität beeinträchtigt. Wichtig sind der Körpergröße der Fische entsprechende Unterstände, da adulte Forellen territorial leben. Die Besiedlungsdichte hängt von der Anzahl verfügbarer Unterstände ab<sup>88</sup>. Häufig werden die Bestände durch Besatzmaßnahmen gestützt. Die Bachforelle gilt in Baden-Württemberg als potentiell gefährdet<sup>28</sup>.

Neuere, zusammenfassende Angaben zu den ökologischen Ansprüchen der Bachforelle sind bei Crisp [2000]<sup>25</sup>,

Armstrong *et al.* [2003]<sup>5</sup> und Klemetsen *et al.* [2003]<sup>66</sup> zu finden.

#### Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

##### Durchgängigkeit

###### Juvenile

Nach dem Verlassen der Laichgruben suchen die Forellen Gewässerteile mit höherer Wassertiefe und geeigneten Habitaten auf. Meist wandern die Fische in stromabwärts gelegene Bereiche ab<sup>25(p.26)</sup>, es wurden aber auch Wanderungsbewegungen stromaufwärts beobachtet<sup>33</sup>.



###### Adulte

Stromauf gerichtete Laichwanderungen über viele Kilometer sind bekannt. Insbesondere die größeren Forellen können über weite Strecken bis zu ca. 100 km und mehr zu ihren Laichplätzen ziehen, während von kleineren Forellen geringere Wanderungstrecken im Bereich von mehreren hundert Metern bis zu einigen Kilometern beschrieben sind<sup>39(p.240ff),69</sup>. Die Durchgängigkeit der Strecke muss daher gewährleistet sein. Generell sind Wassertiefen von doppelter bis dreifacher Körperhöhe (20–30 cm) notwendig; über kurze Strecken (bis max. 2 m) können flachere Bereiche mit Wassertiefen in Körperhöhe noch bewältigt werden. Abstürze bis 0,8 m Höhe sollen noch übersprungen werden können<sup>12(p.92f)</sup>. Dabei hängt die Höhe, die bewältigt werden kann, von der Körperlänge der Fische und der Unterwassertiefe ab; diese soll mindestens das 1,25fache der Höhe eines Absturzes betragen<sup>103(p.92f)</sup>. Hohe Abstürze können mit Sicherheit nur von sehr großen Forellen übersprungen werden.

#### Gewässersohle (Substrat, submerse Vegetation)

##### Eier, Brut

Die Eier und Larven entwickeln sich im Lückensystem des kiesigen Sediments. Brut wird auch zwischen Wasserpflanzenpolstern gefunden.



### ▪ Juvenile

Bevorzugte Standorte sind (kleinere) Kolke, Ausspülungen im Uferbereich oder andere Strukturelemente.

### ▪ Adulte

Kolke sind, ähnlich wie Ausspülungen im Uferbereich, bevorzugte Standorte.

### ▪ Laichhabitat

Die Eiablage erfolgt am oberen Ende von Kiesbänken<sup>vgl.19</sup>. Die Eier werden in einer Tiefe von 8–25 cm deponiert<sup>25(p.70)</sup>. In den Kiesbetten sollen die Korngrößen zwischen 10 und 80 mm liegen<sup>19</sup>, die optimale Substratzusammensetzung liegt im Bereich von 20–30 mm<sup>25(p.74f)</sup>. Der maximale Anteil von Sand (Partikelgröße 0,75 mm) sollte 10 % nicht überschreiten<sup>83</sup>. Elliott [1976] fand eine Abhängigkeit zwischen Abflussmenge und abgedrifteten Eiern; die Anzahl ausgewaschener Eier war dabei aber unerheblich<sup>31</sup>. Ungewöhnlich hohe Abflüsse können aber zu starken Umlagerungen im Sediment und damit zu einer nennenswerten Auswaschung abgelegter Eier führen<sup>25(p.72)</sup>.

### Uferbereich

#### ▪ Eier, Brut

Die Brütlinge können sich auch im Wurzelgeflecht aufhalten.

#### ▪ Juvenile, Adulte

Hohlräume im Uferbereich (Wurzelgeflecht, Unterspülungen) sind, ähnlich wie Kolke und andere Strukturelemente, bevorzugte Standorte. Generell bevorzugen Forellen Mikrohabitate, die relativ nahe am Ufer liegen, während uferferne Standorte eher gemieden werden<sup>42</sup> (s. auch Äsche).

### Fließgeschwindigkeit

#### ▪ Eier, Brut

Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 0,3 m/s über den Kiesbetten sind notwendig, um eine Sedimentation von Sand und organischen Partikeln zu vermeiden. An den Laichgruben wurden häufig Fließgeschwindigkeiten von 0,4 m/s gemessen<sup>19</sup>. Zu hohe Strömungsgeschwindigkeiten bergen aber die Gefahr, dass Eier aus den Laichbetten ausgewaschen werden (s. auch Gewässersohle, Laichhabitat). Nach Crisp [1996, 2000] werden in den Laichbetten von Lachsen Durchflussgeschwindigkeiten

von 100 cm/h für eine ausreichende Sauerstoffversorgung benötigt, was einer Durchsickerungsgeschwindigkeit von 250–650 cm/h entspricht<sup>24,25(p.73f)</sup>; diese Werte können auf Forellen übertragen werden. Bei Forellenbrut wurde in Versuchen eine kritische Strömungsgeschwindigkeit von ca. 0,15 m/s bei 6–8 °C und von ca. 0,19 m/s bei 12–14 °C gefunden; aber schon bei etwa 70 % der kritischen Strömungsgeschwindigkeit begannen die Fische abzuwandern. Etwa 8 Wochen nach Beginn der Nahrungsaufnahme stieg die kritische Strömungsgeschwindigkeit auf über 0,5 m/s an<sup>48</sup>. Die bevorzugten Strömungsgeschwindigkeiten müssen deutlich unter diesen ermittelten, kritischen Werten liegen (s. auch Lachs).

#### ▪ Juvenile

Bevorzugt werden Strömungsgeschwindigkeiten von 0,1–0,2 m/s<sup>19</sup>. In einer Studie wurden ähnlich niedrige Strömungsgeschwindigkeiten von weniger als 0,3 m/s ermittelt<sup>7</sup>; nachts werden Ruheplätze mit Strömungsgeschwindigkeiten von 0–0,2 m/s aufgesucht<sup>92</sup>. Generell bevorzugen die juvenilen Forellen niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten (ca. 0,25 m/s oder weniger) als die Lachse<sup>25(p.86)</sup>. Im Winter ziehen sich die Forellen, ähnlich wie die Lachse, in Strecken mit niedrigerer Strömungsgeschwindigkeit zurück und stehen dann oftmals in tieferen Gumpen oder unter überhängenden Ufern<sup>25(p.87)</sup>.

#### ▪ Adulte

Über einen weiteren Bereich betrachtet werden Fließgeschwindigkeiten von 0,2–0,3 m/s bevorzugt<sup>19</sup>; für Baden-Württemberg sind Erfahrungswerte von 0,5 m/s bekannt. Allgemein zeichnen sich gute Forellengewässer durch eine hohe Varianz der Strömung aus<sup>19</sup>, was mit wechselnden Wassertiefen zusammenhängt.

#### ▪ Laichhabitat

Bei Fließgeschwindigkeiten unter 0,15–0,20 m/s laichten Forellen, unabhängig von der Größe, kaum noch ab<sup>26</sup>.

## Wassertiefe

### ▪ Eier, Brut

Die Laichgruben befinden sich meist in Wassertiefen von 0,1–0,4 m<sup>19</sup>, selten wurden Wassertiefen von mehr als 0,4 m beobachtet.

### ▪ Juvenile

Abschnitte mit Wassertiefen zwischen 0,1 und 0,3 m werden bevorzugt<sup>7,19</sup>. Im Winter ziehen sich die Forellen, ähnlich wie die Lachse, in Strecken mit größerer Wassertiefe zurück und stehen dann oftmals in tieferen Gumpen oder unter überhängenden Ufern<sup>25(p.87)</sup>.

### ▪ Adulte

Unabhängig von der generell präferierten höheren Strömungsgeschwindigkeit sind tiefere Kolke bevorzugte Standorte. Allgemein sind gute Forellengewässer durch eine hohe Varianz der Wassertiefen gekennzeichnet<sup>57,58</sup>.

## Gewässerbreite

### ▪ Juvenile

Ein Vorkommen ist auch in schmalen (und flachen) Gewässern möglich.

### ▪ Adulte

Insbesondere größere Forellen bevorzugen breitere (und tiefere) Gewässer.

## Wassertemperatur

### ▪ Eier

Die Vorzugstemperatur für die Entwicklung soll bei 4–6 °C liegen<sup>106(p.380)</sup>. Als Minimaltemperatur wurden 1 °C und als Maximaltemperatur 13–15 °C bestimmt, abhängig von der Herkunft der Fische; als Optimum ist eine Temperatur zwischen etwa 1 und 8 °C angegeben<sup>54</sup>.

### ▪ Brut

Für die Entwicklung von Forellenbrütlingen gilt eine Temperatur bis 12 °C als günstig<sup>106(p.380)</sup>.

### ▪ Juvenile, Adulte

Sommerkühle Gewässer mit einer Wassertemperatur von weniger als 20 °C werden bevorzugt<sup>10,19</sup>. Allgemein werden Temperaturen von 10–18 °C als günstig angesehen, als Letaltemperaturen werden, je nach Anpassungstempera-

tur, zwischen 26 und 28 °C<sup>106(p.380)</sup> angegeben. Elliott [1981] ermittelte Letaltemperaturen von 25–30 °C, bei denen die Fische nach wenigen Minuten starben, und einen Bereich von 21 bis 25 °C, bei denen Fische noch etwa 1 Woche überlebten<sup>32</sup>. Wichtiger ist aber in diesem Zusammenhang die Temperatur, bei der eine Nahrungsaufnahme und damit ein Wachstum noch möglich ist; sie liegt bei 18–19 °C<sup>32,36(p.80)</sup>. Die Optimaltemperatur wird mit etwa 13 °C angegeben<sup>36(p.80)</sup>.

## Sauerstoff

### ▪ Eier, Brut

Ähnlich wie beim Lachs (s. unten) ist bei der Bachforelle für eine erfolgreiche Eientwicklung ein offenes Lückensystem im Laichbett mit einer ausreichenden Durchströmung entscheidend (vgl. Fließgeschwindigkeit). Der Sauerstoffbedarf der Eier ist anfangs verhältnismäßig gering, kurz vor dem Schlüpfen steigt er stark an<sup>25(p.72f)</sup>. Für eine erfolgreiche Eientwicklung scheint generell ein Sauerstoffgehalt von über 7 mg/l notwendig zu sein<sup>24</sup>.

### ▪ Juvenile, Adulte

Nach Bauch [1966] muss der Sauerstoffgehalt mindestens 5 mg/l betragen<sup>10</sup>. Nach Alabaster & Lloyd [1980] sollte der durchschnittliche Sauerstoffgehalt in einem Forellengewässer bei mindestens 9 mg/l liegen<sup>3</sup>; nach der EG-Fischgewässerrichtlinie wird dauerhaft ein Wert von mindestens 7 mg/l und bei 50 % der Messungen in einem Gewässer ein Wert von mindestens 9 mg/l gefordert<sup>90</sup>.

## A.2 GROPPE

### Charakteristika und allgemeine Ansprüche

Die Groppe (*Cottus gobio*) kommt in Baden-Württemberg in strömungs- und sauerstoffreichen Fließgewässern vor. Als Bewohner der Gewässersohle ist sie auf vielfältige Substrate in Form von Kies, Geröll, Totholz oder Baumwurzeln angewiesen. Die Laichzeit liegt in den Monaten März bis Mai.

Die Groppe ist nahezu landesweit verbreitet, aber die Bestände beschränken sich häufig auf die oberen Regionen der Gewässer und sind oftmals klein. Die Art gilt in allen Flusssystemen Baden-Württembergs als gefährdet<sup>28</sup>.

Die Groppe ist außerdem im Anhang II der FFH-Richtlinie<sup>91</sup> enthalten, sodass für ihre Erhaltung besondere Schutzgebiete auszuweisen sind; in Baden-Württemberg sind Gebiete mit Vorkommen der Groppe ausgewiesen.

### Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

#### Durchgängigkeit

##### ▪ Juvenile, Adulte

Bereits Sohlstufen mit Abstürzen (Wasserspiegeldifferenz zwischen Ober- und Unterwasser) von 5 cm Höhe sind nur noch eingeschränkt passierbar, höhere Stufen sind kaum überwindbar<sup>113</sup>. Generell ist kein Aufstieg an Stufen mit abgelöstem Überfallstrahl möglich. Die nachgewiesenen Ortsveränderungen können sehr kleinräumig sein, aber auch einige hundert Meter betragen<sup>101</sup>; von einer sehr geringen Ausbreitungsgeschwindigkeit der Groppe ist auszugehen<sup>9</sup>.

#### Gewässersohle (Substrat, submerse Vegetation)

Für eine erfolgreiche Besiedlung und Fortpflanzung sind verschiedenartige Sedimente von Kies bis Geröll (2–20 cm Durchmesser) in enger Nachbarschaft notwendig<sup>14,20</sup>. Generell sollten 50 % der Flächen Korngrößen von mehr als 5 mm aufweisen<sup>101</sup>.

##### ▪ Eier, Brut

Eier und Larven entwickeln sich im Lückensystem des grobsteinigen Sediments. Nach der Aufzehrung des Dottervorrates verlassen die Jungtiere das Lückensystem und werden mit der fließenden Welle in strömungsberuhigte Abschnitte verdriftet<sup>15</sup>.

##### ▪ Juvenile

Juvenile Groppen benötigen feinkiesige Sedimente (Durchmesser 2–3 cm), auf denen sie sich auch über Tag aufhalten und nach Nahrung suchen können<sup>14,20</sup>. Flache und überströmte Bereiche („riffles“) werden daher als Aufenthaltsorte bevorzugt<sup>89,101</sup>.



##### ▪ Adulte

Eine grobsteinige bzw. geröllartige Gewässersohle wird bevorzugt. Die Fische verstecken sich im Lückensystem<sup>14</sup>, das nicht verfüllt sein darf. Nach Knaepkens *et al.* [2002] sind Steinansammlungen natürlichen oder künstlichen Ursprungs entscheidend für eine Besiedlungsmöglichkeit in ausgebauten und relativ uniformen Gewässern<sup>67</sup>. Die bevorzugte Kies- oder Steingröße entspricht etwa der Körperlänge der Fische<sup>14,101</sup>. Neben Steinen können auch andere Strukturelemente wie Totholz und Wurzeln von den (adulten) Groppen als Mikrohabitate genutzt werden. Die Substratnutzung kann aber in Abhängigkeit von der interspezifischen Konkurrenz variieren, sodass dann auch weniger geeignete Substrate besiedelt werden<sup>115</sup>.

##### ▪ Laichhabitat

Eier werden an bzw. unter Steinen (Geröll) angeklebt. Bless [1981] beschreibt, dass in dem von ihm untersuchten Gewässer die Steine, welche die Abdeckung der Laichhöhlen bildeten, einen Durchmesser von mehr als 20 cm hatten<sup>13</sup>. Das Männchen bewacht das Gelege und führt ihm durch das Fächeln mit den Brustflossen Frischwasser zu<sup>100</sup>.

#### Uferbereich

##### ▪ Juvenile, Adulte

Als vorteilhaft hat sich eine überhängende Ufervegetation auf 5 % der Gewässerfläche und eine Beschattung von mehr als 60 % erwiesen<sup>101</sup>. Steinige Substrate unter Wurzelgeflechten werden teilweise von kleineren Individuen (bis 6 cm Länge) als Mikrohabitate genutzt<sup>101</sup>.

## Fließgeschwindigkeit

### ▪ Eier, Brut

Da die Eier unter Steinen in Laichhöhlen, die nicht versanden oder gar verschlammten dürfen, abgelegt werden, sind Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 0,3 m/s notwendig.

### ▪ Juvenile

Vorkommen wurden bei Fließgeschwindigkeiten von ca. 0,2–0,5 m/s nachgewiesen<sup>13</sup>.

### ▪ Adulte

Im Rahmen einer Untersuchung mehrerer Fließgewässer fanden Bohl & Lehmann [1988] Besiedlungsschwerpunkte bei maximalen Strömungsgeschwindigkeiten von 0,1–0,4 m/s<sup>20</sup> und Stahlberg-Meinhardt [1994] bei Fließgeschwindigkeiten von 0,2–0,7 m/s<sup>101</sup>. Bless [1981] bestimmte bei seinen Untersuchungen Strömungsgeschwindigkeiten um 1 m/s<sup>13</sup>. Strömungsgeschwindigkeiten von 1,2 m/s können toleriert werden<sup>94,101</sup>. Generell ist zu berücksichtigen, dass die Fische die Stromsohle und dort Mikrohabitate besiedeln, in denen die Strömungsgeschwindigkeiten geringer sind. In Experimenten konnten Wanderungsbewegungen eines Großteils der Versuchsfische bis zu einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,75 m/s nachgewiesen werden<sup>113</sup>. In einem relativ uniform ausgebauten Gewässer wurden Groppen vermehrt bei den höchsten gemessenen Fließgeschwindigkeiten von 0,6 m/s gefunden, während bei Strömungsgeschwindigkeiten von 0,2 m/s und weniger kaum oder keine Groppen mehr nachgewiesen werden konnten<sup>67</sup>.

## Wassertiefe

### ▪ Eier, Brut

Die Eier werden in den Habitaten der adulten Groppen abgelegt. Die Brütlinge werden nach dem Schlüpfen und dem Aufzehren des Dottervorrats verdriftet und beziehen flache Bereiche mit feinkiesigem Substrat<sup>15</sup> (s. auch Gewässersohle).

### ▪ Juvenile

Generell werden Flachwasserbereiche<sup>89</sup>, meist unter 20 cm Wassertiefe<sup>101</sup>, bevorzugt besiedelt.

### ▪ Adulte

Eine Tiefenpräferenz ist nicht erkennbar. Allerdings wurde beobachtet, dass in Bächen Kolke von mehr als 1 m Tiefe gemieden werden<sup>19</sup>. Im Niederrhein wurden Vorkommen bis etwa 9 m Wassertiefe nachgewiesen<sup>94</sup>. Eine Beziehung zwischen der Varianz der maximalen Wassertiefe – ein Parameter für die Strukturvielfalt – und der Häufigkeit konnte nicht nachgewiesen werden<sup>112</sup>.

## Gewässerbreite

### ▪ Juvenile, Adulte

Eine Präferenz für eine bestimmte Gewässerbreite ist nicht erkennbar<sup>101</sup>. Auch scheint keine Beziehung zwischen der Varianz der Gewässerbreite und der Häufigkeit zu bestehen<sup>112</sup>.

## Wassertemperatur

### ▪ Eier, Brut

Konkrete Angaben sind nicht bekannt; vermutlich bestehen ähnliche Ansprüche wie bei juvenilen oder adulten Groppen.

### ▪ Juvenile, Adulte

Die Abundanz nimmt mit Erreichen einer gemessenen Maximaltemperatur von ca. 18 °C ab<sup>101</sup>, bei Temperaturen oberhalb von ca. 22 °C können sich dauerhaft keine Groppen halten<sup>49</sup>. Generell werden Gewässer mit Höchsttemperaturen von 14–16 °C als günstig für Groppen bezeichnet, sommerwarme Gewässer dagegen werden als ungeeignet eingestuft<sup>62</sup>. Unter Laborbedingungen stellten Groppen bei Temperaturen von ca. 26 °C die Nahrungsaufnahme ein, bei ca. 27 °C konnten sie dauerhaft nicht überleben; diese Werte wurden an Fischen ermittelt, die an relativ hohe Temperaturen von 20 bzw. 25 °C adaptiert waren. Juvenile Tiere hatten eine etwas geringe Temperaturtoleranz als adulten Groppen; die Unterschiede sind aber nicht von Bedeutung<sup>35</sup>. Die Groppen, die für diese Experimente verwendet wurden, stammten aus Mittelengland; Elliott & Elliott [1995] betonen, dass Groppen aus anderen geographischen Regionen andere Temperaturtoleranzen aufweisen können<sup>35</sup>.

## Sauerstoff

### ▪ Eier, Brut

Genaue Angaben sind nicht bekannt, vermutlich bestehen ähnliche Ansprüche wie bei juvenilen oder adulten Groppen.

### ▪ Juvenile, Adulte

Übereinstimmend wird in der neueren Literatur berichtet, dass Groppen bei ausreichend hohen Sauerstoffgehalten eine gewisse Wasserverschmutzung tolerieren können<sup>101,112</sup>. Sauerstoffsättigungen von ca. 80 %, entsprechend einem O<sub>2</sub>-Gehalt von ca. 10 mg/l, sind für Groppen ausreichend<sup>67,112</sup>; ob allerdings ein Sauerstoffgehalt von ca. 3 mg/l, wie bei Starmach [1972]<sup>103</sup> beschrieben, dauerhaft toleriert werden kann, erscheint fraglich.

## B UNTERE FORELLEN- UND ÄSCHENREGION (META- UND HYPORHITHRAL)

### B.1 ELRITZE

#### Charakteristika und allgemeine Ansprüche

Die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) bevorzugt die Oberläufe der Fließgewässer. Sie kommt sowohl in kleinen, durchströmten Gräben wie auch in größeren Bächen und kleinen Flüssen vor. Voraussetzung sind eine gute Wasserqualität, ausreichend hohe Sauerstoffgehalte, sandig-kiesige Substrate und eine angemessene Strukturvielfalt. Elritzen schließen sich in der Regel zu Schwärmen zusammen. Die Laichzeit liegt in den Monaten April bis August; die Laichprodukte werden auf kiesigem Substrat abgegeben.

Die Art kommt in Baden-Württemberg in allen Flussgebieten vor, wobei die Bestände teilweise zersplittert sind. Obwohl in den letzten Jahren vielfach eine Bestandserholung zu verzeichnen war, konnten die ehemaligen Verbreitungshäufigkeiten und Populationsstärken bisher nicht wieder erreicht werden. Die Elritze ist in Baden-Württemberg im Donau- und Bodenseesystem als nicht gefährdet, im Rhein- und Neckarsystem als gefährdet und im Mainsystem als vom Aussterben bedroht eingestuft<sup>28</sup>.



#### Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

##### Durchgängigkeit

###### ▪ Juvenile

Juvenile Tiere lassen sich in Gewässerabschnitte mit ruhiger Strömung abdriften<sup>16</sup>.

###### ▪ Adulte

Laichwanderungen über einige hundert bis tausend Meter stromauf erfordern eine entsprechende Durchgängigkeit. Über sehr kurze Strecken (max. 2 m) können flache Bereiche mit Wassertiefen von 2–3 cm noch bewältigt werden. Unter experimentellen Bedingungen konnten Elritzen bis 5 cm Wassertiefe quantitativ stromauf gerichtete Wanderungsbewegungen ausführen; bei geringeren Wassertiefen (2,5 cm) sind die Bewegungsmöglichkeiten eingeschränkt<sup>113</sup>. Abschnitte mit Fließgeschwindigkeiten von mehr als 0,9 m/s bilden Migrationsbarrieren, die kaum bewältigt werden können<sup>113</sup>. Bodenschwellen konnten unter experimentellen Bedingungen bei 30 cm Höhe von Elritzen quantitativ bewältigt werden; aus grundsätzlichen Überlegungen wird eine maximale Höhe von 15 cm empfohlen<sup>113</sup>. Generell ist zu beachten, dass über der Schwelle eine ausreichend hohe Wassersäule (>5 cm) vorhanden sein muss und die Strömungsgeschwindigkeit nur moderat (<0,5–0,75 m/s) sein darf<sup>113</sup>.

Bei Verfügbarkeit aller Teilhabitate soll keine Wanderung erfolgen<sup>108(p.412)</sup>.

##### Gewässersohle (Substrat, submersive Vegetation)

###### ▪ Eier, Brut

Eier und Larven entwickeln sich im Lückensystem des Sediments; unter experimentellen Bedingungen konnten sie sich in Sohliefen von mindestens 30 cm aufhalten. Sobald der Dottervorrat aufgezehrt ist, halten sie sich im Freiwasser auf<sup>46</sup>.



#### ▪ **Juvenile**

Im Sommer werden flache und ruhige, im Winter tiefere und langsam strömende Bereiche bevorzugt<sup>16</sup>.

#### ▪ **Adulte**

Außerhalb der Laichzeit werden Bereiche mit größeren Wassertiefen und horizontalen Deckungsstrukturen bevorzugt<sup>16</sup>.

#### ▪ **Laichhabitat**

Die Eiablage erfolgt auf gut durchströmtem, nicht „verbackenem“ Kies bei bevorzugter Korngröße von 2–3 cm<sup>16</sup>, entsprechend Mittel- bis Grobkies.

### **Uferbereich**

#### ▪ **Juvenile, Adulte**

Überhängende Uferpartien, Vegetation oder Totholz werden, insbesondere während der Wintermonate, als Unterstände benötigt<sup>16</sup>.

### **Fließgeschwindigkeit**

#### ▪ **Eier, Brut**

Die Brütlinge halten sich nach dem Schlüpfen im Freiwasser strömungsberuhigter Bereiche auf<sup>4</sup>.

#### ▪ **Juvenile**

Jungfische halten sich während der Sommermonate in flacheren Bereichen auf<sup>6</sup>; sie bevorzugen vermutlich ähnliche Strömungsgeschwindigkeiten wie die adulten Elritzen. Im Winter werden tiefere, ufernahe Bereiche mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten aufgesucht<sup>16</sup>.

#### ▪ **Adulte**

Adulte Elritzen halten sich im Sommer in Bereichen mit größerer Strömung auf; gemessen wurden an flachen Abschnitten mit Kiesgrund Fließgeschwindigkeiten von 0,2–0,3 m/s<sup>16</sup>. Damit der Kies, in dem die Eier abgelegt werden, von Feinsand oder Detritus freigehalten wird, sind Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 0,3 m/s notwendig. Im Winter bevorzugen Elritzen Strecken mit wenig bis sehr wenig Strömung<sup>16</sup>. Generell können Fließgeschwindigkeiten über 0,9 m/s kaum bewältigt werden, sie sollten unter 0,75 m/s liegen<sup>13</sup>.

### **Wassertiefe**

#### ▪ **Juvenile**

Im Sommer werden flache Gewässerstrecken mit Wassertiefen von ca. 0,1 m und weniger bevorzugt. Im Winter stehen die Fische bei Wassertiefen von ca. 0,2 m in ufernahen Verstecken<sup>16</sup>.

#### ▪ **Adulte**

Im Sommer werden flachere Gewässerstrecken mit ca. 0,2 m Wassertiefe, im Winter Strecken mit Wassertiefen von 0,3 m und mehr aufgesucht<sup>16</sup>.

#### ▪ **Laichhabitat**

Die Eiablage erfolgt in flachem, strömendem Wasser auf Kiesgrund in sein Lückensystem hinein<sup>16</sup>.

### **Gewässerbreite**

#### ▪ **Juvenile, Adulte**

In Baden-Württemberg besiedelt die Elritze kleine Bäche und Gräben von etwa 1 m Breite bis hin zu Flüssen von mehr als 100 m Breite, wo sie dann im nahen Uferbereich vorkommt. Bevorzugt wird sie aber in Fließgewässern von 7–20 m Breite gefunden.

### **Wassertemperatur**

#### ▪ **Eier, Brut**

Ein erfolgreiches Schlüpfen der Larven wurde bis 15 °C festgestellt, bei Temperaturen von 23 °C und darüber traten nennenswerte Verluste auf<sup>6</sup>.

#### ▪ **Juvenile, Adulte**

Elritzen kommen meist in sommerkühlen Gewässern vor. Je niedriger die Temperatur und je geringer der Wasserstand ist, desto größer ist das Bedürfnis der Elritze Unterstände aufzusuchen. Insbesondere im Winter sind daher entsprechende Habitatstrukturen notwendig<sup>16</sup>.

#### ▪ **Adulte**

Die Ablichtemperatur liegt bei 11–15 °C<sup>16</sup>.

### **Sauerstoff**

#### ▪ **Eier, Brut**

Eine ausreichende Sauerstoffversorgung im Lückensystem ist während der Larvalentwicklung notwendig; das kiesige Sediment darf daher nicht versanden.

### ▪ Juvenile

Genaue Angaben sind nicht bekannt, vermutlich liegen ähnliche Ansprüche wie bei adulten Tieren vor.

### ▪ Adulte

Die optimalen Sauerstoffgehalte liegen bei 10–16 mg/l, als unterer Grenzwert wurde ein Gehalt von 7 mg/l festgestellt<sup>71(Zus.fassung)</sup>; über eine kurze Zeitspanne sollen jedoch auch hohe Defizite mit einem O<sub>2</sub>-Gehalt unter 2 mg/l toleriert werden können<sup>38</sup>.

## B.2 ÄSCHE

### Charakteristika und allgemeine Ansprüche

Die Äsche (*Thymallus thymallus*) kommt in kleineren, sauberen und strukturreichen Flüssen mit Kies- und Sandgrund vor. Sie ist die Charakter- oder Leitart der sogenannten Äschenregion der Fließgewässer. Die Fische stehen oft in Gruppen zusammen, nur während der Laichzeit werden kleinere Reviere bezogen und verteidigt. Die Fortpflanzung erfolgt in den Monaten März bis Mai auf kiesigem, überströmtem Substrat im relativ flachen Wasser. Die Äsche hat vergleichsweise hohe Ansprüche an die Wasserqualität und an bestimmte Strukturelemente.



Eine umfassende Übersicht über die Biologie und Ökologie der Äsche und ihre Ansprüche findet sich bei Baars *et al.* [2001]<sup>6</sup> sowie Crisp [1996]<sup>24</sup>.

Trotz der Erfolge in der Reinhaltung der Gewässer ist die Bestandssituation der Äsche heute vielfach noch ungünstig. Die Art ist in Baden-Württemberg vor allem im Donau- und Bodenseegebiet verbreitet und dort als gefährdet eingestuft. Die Populationen im Rhein- und Neckargebiet sind dagegen nur sehr klein und ihre Verbreitung

nur sehr lückenhaft, sodass die Art dort als stark gefährdet gilt<sup>28</sup>.

### Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

#### Durchgängigkeit

##### ▪ Juvenile

Konkrete Angaben zur maximalen Höhe überwindbarer Hindernisse sind nicht bekannt; vermutlich können die Fische nur Sohlstufen oder andere Hindernisse mit geringer Höhe überwinden.

##### ▪ Adulte

Die Laichwanderungen sind stromaufwärts gerichtet, wobei in mitteleuropäischen Flüssen Wanderstrecken bis zu etwa 7 km Länge<sup>74</sup> und in nordeuropäischen Gewässern bis zu 12 km<sup>44</sup> nachgewiesen wurden. Laichwanderungen über eine Strecke von 100 km, wie sie für das Flusssystem der Glomma (Norwegen) beschrieben wurden<sup>69</sup>, sind als Ausnahme anzusehen. Bei Wanderungen außerhalb der Laichzeit wurden Distanzen über 11 km zurückgelegt<sup>74</sup>. Auch adulte Äschen können vermutlich nur niedrige Hindernisse überwinden. Flache Bereiche, wie sie die pessimalen Schnellen darstellen, können bei einer minimalen Wassertiefe von 10 cm mit hoher Wahrscheinlichkeit nur über eine kurze Distanz von max. 2 m bewältigt werden. Bei längeren Flachstrecken sind Mindestwassertiefen von 30 cm und mehr notwendig.

#### Gewässersohle (Substrat, submerse Vegetation)

##### ▪ Eier, Brut

Die Eier verbleiben bei 10 °C Wassertemperatur 16–20 Tage, die Larven nach dem Schlüpfen als sogenannte Dottersackbrut weitere 12–15 Tage im Lückensystem der Kiessohle<sup>6</sup>. Danach verlassen die Brütlinge die relativ stark überströmten Bereiche und wandern in Stillwasserbereiche ab<sup>6</sup>.

##### ▪ Juvenile

Anfangs bevorzugen die juvenilen Äschen strömungsarme Zonen an deckungsreichen Ufern, wobei sie sich während der Nacht in der Nähe des Bodens und über Tag nahe der Wasseroberfläche aufhalten; später stehen sie während des Tages über Kiesbänken im Hauptfluss, während sie in der Nacht weniger stark überströmte Zonen im Uferbereich in 10–40 cm Wassertiefe bevorzugen<sup>6</sup>.

### ▪ **Adulte**

Die Fische stehen bevorzugt in tieferen Kolken in der Nähe von Unterständen wie Blöcken, unterspülten Ufern oder in das Wasser ragender Ufervegetation<sup>6,24</sup>, aber auch im Übergangsbereich zwischen Furten und Kolken<sup>82,111</sup>. Im Sommer werden eher flachere und turbulent fließende Abschnitte, im Herbst stärker die tieferen und ruhig strömenden Bereiche aufgesucht; Nykänen *et al.* [2001] fanden in einem Fluss in Finnland an den Standorten der Äschen im Sommer mittlere Substratgrößen von 65 bis >250 mm und im Winter <65 mm<sup>82</sup>.

### ▪ **Laichhabitat**

Zum Abbläichen werden flach überströmte Kiesbänke benötigt, die Eiablage erfolgt im Übergangsbereich von „pools“ zu „riffles“ bzw. am oberen Ende der „riffle“-Arealen<sup>6,123</sup>. In verschiedenen Untersuchungen wurden im Substrat Korngrößen zwischen 2 und 64 mm gefunden<sup>6(Zus.fassung)</sup>. Ein hoher Anteil von Mittel- und Grobkies mit Korngrößen von 6–20 mm und 20–60 mm ist notwendig<sup>6,81</sup>. Bei einer genaueren Analyse der Substratzusammensetzung mehrerer Laichbetten wurden Anteile von 5–15 % Sand, 40–70 % Kies (<2 cm), 20–30 % Grobkies bis Steine (2–10 cm) und wenige größere Steine (>10 cm) gefunden<sup>40</sup>. Unterstände in Form von Gumpen oder Überhängen müssen in Laichplatznähe vorhanden sein<sup>24</sup>.

## **Uferbereich**

### ▪ **Juvenile**

Anfangs halten sich die juvenilen Fische in strömungsarmen Zonen an deckungsreichen Ufern in der Nähe des Bodens während der Nacht und nahe der Wasseroberfläche über Tag auf; später stehen sie über Tag im Hauptfluss, während sie in der Nacht weniger stark überströmte Zonen im Uferbereich in 10–40 cm Wassertiefe bevorzugen<sup>6</sup>.

### ▪ **Adulte**

Äschen stehen bevorzugt in Kolken oder in tiefen Bereichen in der Nähe von Unterständen wie Blöcken, unterspülten Ufern oder in das Wasser ragender Ufervegetation<sup>6</sup>; diese Unterstände sind insbesondere auch in der Nähe der Laichplätze von Bedeutung. Im Vergleich zur Forelle halten sich die Äschen bevorzugt an uferfernen Habitaten auf<sup>42</sup>, was aber möglicherweise auf eine inter-

spezifische Konkurrenz zurückzuführen ist.

## **Fließgeschwindigkeit**

### ▪ **Eier, Brut**

An Laichplätzen wurden mittlere Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,5 und 1 m/s gemessen, die Schwerpunkte lagen zwischen 0,5 und 0,75 m/s<sup>6(Zus.fassung)</sup>. Brütlinge (bis ca. 20 mm Körperlänge) halten sich am Ufer bei Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0 und 0,15 m/s auf<sup>6</sup>.

### ▪ **Juvenile**

Die juvenilen Äschen halten sich anfangs noch im Uferbereich bei Fließgeschwindigkeiten unter 0,3 m/s auf, später finden sie sich auch im Hauptstrom bei Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,2 und 0,6 m/s<sup>6</sup>.

### ▪ **Adulte**

Nach Untersuchungen in einem Fluss in Finnland stehen adulte Äschen im Sommer in Bereichen mit stärkerer Strömung (Mittelwert: 0,8 m/s, Spannweite: 0,3–1,1 m/s), während sie sich im Herbst eher in Abschnitten mit geringerer Strömung (Mittelwert: 0,5 m/s, Spannweite: 0,2–0,8 m/s) zurückziehen<sup>82</sup>; diese Habitate werden vermutlich auch im Winter bevorzugt genutzt.

## **Wassertiefe**

### ▪ **Eier, Brut**

Die Eier werden am Laichplatz (s. auch Laichhabitat) etwa 4 cm<sup>37</sup> bis 7 cm<sup>40</sup> tief im Substrat deponiert. Nach dem Schlüpfen verbleibt die Dottersackbrut noch eine geraume Zeit im Sediment. Nach Verlassen des Laichbettes hält sich die Äschenbrut in flachen, ufernahen Bereichen auf; über Tag werden dabei Areale mit bis zu ca. 0,2 m Wassertiefe aufgesucht, über Nacht kann sie sich in Bereiche mit weniger als 0,05 m Wassertiefe zurückziehen<sup>6</sup>.

### ▪ **Juvenile**

Juvenile Äschen stehen während des Tages über Kiesbänken im Hauptstrom in größerer Wassertiefe, während nachts flachere Uferbereiche mit Wassertiefen von 0,1–0,4 m aufgesucht werden<sup>6</sup>.

### ▪ **Adulte**

Ausgewachsene Äschen halten sich im Herbst in größeren Wassertiefen als im Sommer auf; in einer Untersuchung in einem subarktischen Fluss wurden für die dortigen Äschen im Sommer eine mittlere Wassertiefe von 2,4 m (Spannweite: 1,0–3,3 m) und im Herbst eine mittlere Tiefe von 2,9 m (Spannweite: 1,5–4,0 m) bestimmt<sup>82</sup>.

### ▪ **Laichhabitat**

In verschiedenen Untersuchungen<sup>6(Zus.fassung)</sup> wurden Wassertiefen von 0,05 bis über 1 m beschrieben, die Schwerpunkte lagen bei 0,2–0,5 m; es wird aber auch von Laichbetten in Wassertiefen von mehr als 2 m berichtet<sup>53</sup>. Nykänen & Huusko [2002] fanden die meisten Laichplätze in Wassertiefen zwischen 0,4 und 0,7 m<sup>81</sup>. Auch künstlich angelegte Laichbetten in 0,4–0,7 m Wassertiefe werden von Äschen angenommen<sup>123</sup>. Generell muss zum Ablai-chen die Wassertiefe mindestens der Körperhöhe ( $\geq 10$  cm) der Fische entsprechen.

## **Gewässerbreite**

### ▪ **Juvenile, Adulte**

Die Hauptvorkommen werden in Baden-Württemberg in Fließgewässern zwischen 5 und 30 m Breite gefunden. Ursprünglich kam die Äsche aber auch in den größeren Flüssen vor.

## **Wassertemperatur**

### ▪ **Eier und Brut**

Die günstigste Temperatur für die Entwicklung von Äscheneiern soll bei 8–10 °C liegen<sup>1(p.380)</sup>. Für eine erfolgreiche Entwicklung werden eine Minimaltemperatur von etwa 4 °C und eine Maximaltemperatur zwischen 15 und 19 °C angegeben; als Optima wurden Temperaturen zwischen etwa 9 und 14 °C in Abhängigkeit von der Herkunft der Fische bestimmt<sup>54</sup>.

### ▪ **Juvenile, Adulte**

Als Verbreitungsgrenze der Äsche wird eine mittlere Sommertemperatur von etwa 17 °C angegeben<sup>96</sup>, vereinzelt wird aber auch von geringfügig höheren mittleren Sommertemperaturen bis etwa 18 °C berichtet<sup>6</sup>. Als Vorzugstemperatur für die Entwicklung adulter Fische wird eine Temperatur von 12–18 °C genannt<sup>1(p.380)</sup>. Ob tatsächlich, wie bei Dyk [1956] erwähnt, eine Temperatur von

25 °C vertragen werden kann<sup>29</sup>, erscheint fraglich. Das Ablai-chen erfolgt ab 5–8 °C<sup>6</sup>.

## **Sauerstoff**

### ▪ **Eier, Brut**

Genauere Angaben zum Sauerstoffbedarf sind nicht bekannt [vgl. Crisp 1996<sup>24</sup>]; vermutlich wird für eine erfolgreiche Eientwicklung ein O<sub>2</sub>-Gehalt von mehr als 7 mg/l notwendig sein (s. auch Bachforelle). Zeh & Dönni [1994] untersuchten die Sauerstoffgehalte in einem künstlich angelegten Laichbett. Sie fanden im Interstitial über einen Bereich von 0–7 cm Tiefe O<sub>2</sub>-Konzentrationen zwischen 1 und 12 mg/l, abhängig von der Tiefe und der Mikrostruktur im Laichbett. Lebende Äscheneier und -larven konnten nachgewiesen werden<sup>123</sup>.

### ▪ **Juvenile, Adulte**

Ähnlich wie bei der Bachforelle (s. dort) wird ein durchschnittlicher Sauerstoffgehalt von mindestens 9 mg/l notwendig sein.

## **B.3 LACHS**

### **Charakteristika und allgemeine Ansprüche**

Der Lachs (*Salmo salar*) ist ein anadromer Langdistanz-Wanderfisch, der von der Nordsee bis in die Nebenflüsse des Rheins und Mains vorkommt. Er steigt in den Sommermonaten die großen Flüsse aufwärts und laicht im Spätherbst in geeigneten Fließgewässern über grobkiesigem Grund ab. Die Lachsbrut schlüpft im Frühjahr. Die juvenilen Lachse verbleiben 1–2 Jahre in ihrem Geburts-gewässer und wandern im späten Frühjahr als sogenannte Smolts die Flüsse hinab ins Meer. Teilweise bleiben männliche Lachse aber auch in den Gewässern, wo sie geschlüpft sind, und ziehen sich nur in flussabwärts gelegene, tiefere Bereiche zurück.



Juvenile Lachse werden heute in einigen Fließgewässern Baden-Württembergs im Rheingebiet wieder gefunden. Diese Vorkommen gründen sich fast ausnahmslos auf Besatzmaßnahmen; für die Kinzig wurde aber nachgewiesen, dass Lachse erfolgreich abgelaicht haben. Neu errichtete und im Bau befindliche Fischtreppen an den großen Staustufen im Rhein werden sicherlich dazu führen, dass mehr und mehr Lachse zu ihren Laichplätzen aufsteigen können. Weitere Erläuterungen zur angestrebten Wieder einbürgerung des Lachses in Baden-Württemberg finden sich bei Höfer & Riedmüller [2002]<sup>32</sup>.

Die (internationale) Literatur zur Biologie und Ökologie des Lachses ist sehr umfangreich; neuere, zusammenfassende Angaben zu den ökologischen Ansprüchen des Lachses sind bei Crisp [2000]<sup>25</sup>, Armstrong *et al.* [2003]<sup>3</sup> und Klemetsen *et al.* [2003]<sup>66</sup> zu finden.

Der Lachs ist im Anhang II der FFH-Richtlinie<sup>91</sup> enthalten, und für seine Erhaltung sind damit besondere Schutzgebiete auszuweisen; Baden-Württemberg hat im Rheineinzugsgebiet entsprechende Gewässer als Schutzgebiete ausgewiesen.

### Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

#### Durchgängigkeit

##### ▪ Juvenile

Mit zunehmender Größe verlassen die Junglachse die Bereiche, wo sie geschlüpft sind, und wandern meistens flussabwärts in größere Gewässerbereiche ab. Dabei können einige hundert Meter zurückgelegt werden<sup>25(p.26)</sup>; selten wurden auch stromaufwärts gerichtete Wanderungsbewegungen beobachtet<sup>30</sup>.

##### ▪ Adulte

Eine weiträumige Durchgängigkeit ist erforderlich. Es ist dokumentiert, dass Lachse relativ hohe Hindernisse überwinden können, und Sprunghöhen von 3,7 m sind bekannt<sup>25</sup>. Derart gewaltige Sprungleisten sind aber als Ausnahme anzusehen, und sie sind nur bei den größten Lachsen möglich. Die Höhe, die übersprungen werden kann, hängt generell von der Körperlänge der Fische und der Tiefe im Unterwasser eines Hindernisses ab, die das 1,25fache der Höhe des Hindernisses betragen soll<sup>105(p.92)</sup> (s. auch Forelle). Adulte Lachse können eine Mindestwas-

sertiefe entsprechend ihrer Körperhöhe (ca. 20 cm) auf kurzen Strecken (max. 2 m) noch bewältigen.

#### Gewässersohle (Substrat, submerse Vegetation)

##### ▪ Eier, Brut

Eier und Larven entwickeln sich im Lückensystem des kiesigen Sedimentes (s. auch Laichhabitat).

##### ▪ Juvenile

Als Sommerhabitat werden gut durchströmte Flachwasserbereiche mit einem Substratanteil von mindestens 10 % Geröll >10 cm und in Kombination mit Kies und Steinblöcken benötigt; der „riffle-pool“-Habitattyp mit 0,1–0,5 m/s Fließgeschwindigkeit wird bevorzugt<sup>73,97</sup>. Die Fische halten sich oft hinter größeren Steinblöcken in turbulenter Strömung auf. Als Winterhabitate werden Kolke mit mindestens 0,8 m Tiefe und guter Durchströmung benötigt<sup>97</sup>. Juvenile Lachse bevorzugen generell ein steiniges Substrat<sup>7</sup>. Nach eigenen Beobachtungen werden grobkiesige Substrate bevorzugt, während sandige Substrate gemieden werden.

##### ▪ Adulte

Entsprechend ihrer Größe stehen Lachse oft in tiefen, geräumigen Gumpen.

##### ▪ Laichhabitat

Die Laichplätze liegen am oberen Ende von Strecken mit relativ großem Gefälle (Rauschen, „riffles“)<sup>36</sup> und mit kiesigem, gut durchströmtem Sediment. Die bevorzugten Korngrößen sind abhängig von der Größe der laichenden Lachse; kleinere Lachse können aber nicht in einem Substrat ablaichen, das nur aus sehr grobem Material besteht. Die maximale Korngröße des Substrates, in dem weibliche Lachse von einer bestimmten Länge ablaichen können, lässt sich durch die Gleichung  $P = 0,5L + 4,6$  (P: max. Korngröße (mm), L: Fischlänge (cm)) beschreiben<sup>24</sup>. Auch die Größe der Laichbetten, die von den Lachsen angelegt werden, ist abhängig von der Körperlänge der laichenden weiblichen Lachse: Die Länge eines Laichbettes macht etwa das 3,5fache und die Breite das 0,3–0,6fache der Länge des Laichfisches aus<sup>24,25(p.15)</sup>. Die Eier werden in etwa 15–30 cm Tiefe im Kies deponiert, ebenfalls abhängig von der Größe des Lachsweibchens<sup>25(p.70)</sup>. Ungewöhnlich hohe Abflüsse können zu Umlagerungen im Sediment und damit zu einer Auswaschung der abgelegten Eier füh-



ren<sup>25(p.71f)</sup>. Der Schlupferfolg ist stark abhängig vom Anteil des Sandes im Sediment; schon bei etwa 10 % Sandanteil (Partikelgröße <1,0 mm) sinkt die Überlebensrate von Lachseiern schnell ab<sup>24</sup>.

### **Uferbereich**

#### ▪ **Juvenile, Adulte**

Die Fische halten sich mehr in der Gewässermittte als im Uferbereich auf.

### **Fließgeschwindigkeit**

#### ▪ **Eier, Brut**

Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 0,3 m/s über den Kiesbetten sind notwendig, um eine Sedimentation von Sand und organischen Partikeln zu vermeiden. Zu hohe Strömungsgeschwindigkeiten bergen aber die Gefahr, dass Eier aus den Laichbetten ausgewaschen werden (s. auch Gewässersohle, Laichhabitat). Nach Crisp [1996; 2000, p.73f] werden in den Laichbetten Durchflussgeschwindigkeiten von 100 cm/h für eine ausreichende Sauerstoffversorgung benötigt; dies entspricht einer Durchsickerungsgeschwindigkeit von 250–650 cm/h<sup>24,25</sup>. Bei Lachsbrut wurde in Versuchen eine kritische Strömungsgeschwindigkeit von ca. 0,15 m/s bei 6–8 °C und von ca. 0,19 m/s bei 12–14 °C gefunden; aber schon bei etwa 70 % der kritischen Strömungsgeschwindigkeit begannen die Brütlinge abzuwandern. Etwa 8 Wochen, nachdem die Fische mit der Nahrungsaufnahme begonnen hatten, stieg die kritische Strömungsgeschwindigkeit auf über 0,5 m/s an<sup>48</sup>. Die bevorzugten Strömungsgeschwindigkeiten müssen deutlich unter diesen ermittelten, kritischen Werten liegen (s. auch Forelle).

#### ▪ **Juvenile**

Im Sommer wurden die höchsten Dichten juveniler Lachse in (Mikro-)Habitaten gefunden, an denen eine Strömungsgeschwindigkeit von 0,5–0,65 m/s gemessen wurde<sup>107</sup>. In einer anderen Studie wurde eine bevorzugte Strömungsgeschwindigkeit von 0,6 m/s bestimmt<sup>7</sup>. Allgemein scheinen juvenile Lachse Gewässerbereiche mit geringer Strömung, größerer Tiefe und sandigen Substraten zu meiden<sup>47</sup>; ähnliche Beobachtungen wurden bei Untersuchungen an einheimischen Beständen gemacht. Generell bevorzugen die juvenilen Lachse höhere Strömungsgeschwindigkeiten (0,5–0,6 m/s) als die Forellen<sup>25(p.86)</sup>. Im Winter ziehen sich die Lachse aber ebenfalls

eher in Bereiche mit geringerer Strömungsgeschwindigkeit zurück<sup>55</sup>.

#### ▪ **Adulte, Laichhabitat**

Über Laichplätzen wurden mittlere Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,40<sup>46</sup> und etwa 0,53<sup>11,78</sup> m/s bestimmt, wobei die Schwankungsbreite bei 0,35–0,80 m/s lag<sup>11</sup>. Bei Fließgeschwindigkeiten unter 0,15–0,20 m/s laichten Lachse, unabhängig von ihrer Größe, kaum noch ab<sup>26</sup>.

### **Wassertiefe**

#### ▪ **Juvenile**

Strecken mit einer mittleren Tiefe von 0,6 m werden bevorzugt. Im Sommer sind gut durchströmte Flachwasserbereiche (Substratzusammensetzung s.o.), im Winter durchströmte Kolke von 0,8 m Tiefe und mehr bevorzugte Habitate.

Im Sommer bevorzugen juvenile, einjährige Lachse relativ geringe Wassertiefen von weniger als 0,25 m<sup>7</sup>. Je größer die Fische werden, desto größere Wassertiefen werden aufgesucht; einjährige Lachse unter 7 cm wurden nach experimentellen Untersuchungen bevorzugt in Strecken mit Wassertiefen von 0,10–0,15 m, größere in Strecken mit mehr als 0,3 m Wassertiefe gefunden<sup>107</sup>. Da sich die Fische im Winter in Bereiche mit geringerer Strömungsgeschwindigkeit zurückziehen<sup>55</sup>, werden sie dann eher Strecken mit größerer Wassertiefe aufsuchen.

#### ▪ **Adulte**

Aufsteigende Lachse benötigen auf der gesamten Strecke als Ruhezone tiefere, strömungsberuhigte Kolke oder Rinnen.

#### ▪ **Laichhabitat**

Zum Ablachen werden meist Areale mit relativ geringen Wassertiefen aufgesucht, mindestens jedoch in Körperhöhe<sup>5</sup>; die Körperhöhe entspricht etwa der Körperlänge mal 0,2<sup>23</sup>. Laichtiere benötigen Unterstände, Fluchräume und Ruhezone in Kolken oder tiefen Rinnen im Nahbereich der Laichplätze<sup>24</sup>.

## Gewässerbreite

### ▪ Juvenile

Lachse von 10 cm Länge benötigen Territorien von 0,2–5 m<sup>2</sup> Fläche<sup>nach4</sup>; dabei ist die benötigte Größe auch abhängig von der Strukturqualität und damit den Versteckmöglichkeiten [vgl. auch Crisp, 2000<sup>25</sup>].

### ▪ Adulte

Die Mindestbreite liegt bei etwa 5 m, wobei große Lachse deutlich breitere Gewässer bevorzugen.

Die Größe der Laichbetten, die von den Lachsen angelegt werden, ist abhängig von der Länge der laichenden weiblichen Lachse: Dabei macht die Länge eines Laichbettes etwa das 3,5fache und die Breite das 0,3–0,6fache der Länge des Laichfisches aus<sup>24,25(p.15)</sup> (s. auch Gewässersohle, Laichhabitat).

## Wassertemperatur

### ▪ Eier, Brut

Eine erfolgreiche Entwicklung der Eier kann bei Temperaturen zwischen 0 und 12 °C erwartet werden<sup>43(p.66)</sup>.

### ▪ Juvenile, Adulte

Juvenile Lachse können über einen begrenzten Zeitraum recht hohe Temperaturen von bis zu 27 °C aushalten<sup>34</sup>. Eine Nahrungsaufnahme ist im Süßwasser bei den juvenilen Fischen bis zu einer unteren Temperaturgrenze von 7 °C und bis zu einer oberen Grenze von etwa 23 °C möglich<sup>34</sup>, die optimale Temperatur wird mit etwa 16 °C angegeben<sup>36</sup>.

## Sauerstoff

### ▪ Eier, Brut

Für eine erfolgreiche Eientwicklung ist ein offenes Lückensystem im Laichbett mit einer ausreichenden Durchströmung entscheidend (vgl. Fließgeschwindigkeit). Der Sauerstoffbedarf der Eier ist anfangs verhältnismäßig gering, die benötigten Konzentrationen liegen zwischen 0,5 mg/l bei 5 °C und 2,2 mg/l bei 10 °C; kurz vor dem Schlüpfen steigen die entsprechenden Werte auf 4,1 mg/l bei 5 °C und 7,0 mg/l bei 17 °C<sup>25(p.72f)</sup>.

### ▪ Juvenile, Adulte

Nach Alabaster & Lloyd [1980] sollte der durchschnittliche Sauerstoffgehalt in einem Salmonidengewässer bei mindestens 9 mg/l liegen<sup>3</sup>; die EG-Fischgewässerrichtlinie fordert dauerhaft einen Wert von 7 mg/l und bei 50 % der Messungen einen Wert von mindestens 9 mg/l<sup>90</sup>. Auch wenn adulte Lachse während ihrer Laichwanderung den Ästuarbereich (Übergangsbereich vom Meer zum Süßwasser) offensichtlich bei Sauerstoffgehalten von weniger als 5 mg/l noch passieren können<sup>2</sup>, ist bei längerer Aufenthaltszeit in den Flüssen vermutlich ständig eine Sättigung von annähernd 100 % notwendig.

## B.4 STRÖMER

### Charakteristika und allgemeine Ansprüche

Der Strömer (*Leuciscus souffia agassizi*) kommt in Baden-Württemberg im Rhein- und Bodenseegebiet sowie im Neckarsystem vor. Im Bodenseegebiet gilt die Art als gefährdet, in den beiden anderen Verbreitungsgebieten als vom Aussterben bedroht<sup>28</sup>. Der Strömer benötigt strukturreiche Fließgewässer mit einer vergleichsweise guten Wasserqualität. Er besiedelt Bereiche, die durch schnellfließende und ruhige Abschnitte sowie durch adäquate Seitengewässer gekennzeichnet sind. Die Laichzeit fällt in die Monate März bis Mai, in der die Tiere die Laichprodukte auf überströmten Kiesbänken abgeben. Während sich die Fische im Sommer zu kleineren Trupps zusammenschließen, bestehen die Schwärme im Winter oft aus Hunderten von Individuen.



Der Strömer ist im Anhang II der FFH-Richtlinie<sup>91</sup> enthalten, und für dessen Erhaltung sind damit besondere Schutzgebiete auszuweisen; Baden-Württemberg hat entsprechende Gebiete ausgewiesen.

## Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

### Durchgängigkeit

#### ▪ Juvenile, Adulte

Eine gute Durchgängigkeit auch in kleine Seitengewässer hinein muss gegeben sein, selbst kleine Hindernisse werden kaum bewältigt. Jahreszeitliche und kurzfristige Wechsel finden zwischen schnell strömenden und ruhig fließenden Habitaten statt. Wanderungen zwischen Überwinterungs-, Laich- und Nahrungshabitat sind über mehrere Kilometer stromauf- oder stromabwärts möglich<sup>116,117</sup>; bei Untersuchungen in der Argen wurde eine Wanderstrecke von über 4 km nachgewiesen<sup>116</sup>.

### Gewässersohle (Substrat, submerse Vegetation)

#### ▪ Eier, Brut

Die Eier werden gezielt in das Interstitial des kiesigen, gut durchströmten Substrates platziert. Nach dem Schlüpfen dringen die Larven weiter in das Substrat vor; bei experimentellen Untersuchungen in einer Versuchsanlage drangen die Larven bis zu der maximal möglichen Tiefe von 30 cm vor<sup>18</sup>.

#### ▪ Juvenile

Im Sommer halten sich die juvenilen Strömer in Gewässerstreifen mit relativ geringer Wassertiefe über heterogenem Substrat auf<sup>99</sup>. Im Winter ziehen sie sich in tiefere, strukturreiche Kolke zurück<sup>99,116,117</sup>.

#### ▪ Adulte

Im Sommer halten sich die Adulten in mittleren Wassertiefen über Kies und Sand auf<sup>99</sup> (s. auch Fließgeschwindigkeit); als Ruhezone werden langsam durchflossene Kolke (s. auch Uferbereich) aufgesucht<sup>99,117</sup>. Im Winter finden sich die Fische dagegen fast ausschließlich in reich strukturierten Kolken<sup>99,116</sup> (s. auch Wassertiefe).

#### ▪ Laichhabitat

Eiablage erfolgt auf gut durchströmten Kiesflächen<sup>99</sup>; als Substrat wird Mittel- bis Grobkies mit einer Korngröße von 2–3 cm bevorzugt<sup>17</sup>. Bereiche mit zugesehrtm Lückensystem (Interstitial) werden gemieden<sup>18,99</sup>.

### Uferbereich

#### ▪ Juvenile

Jungfische halten sich teilweise in sehr flachem Wasser auf, wobei auch hier Versteckmöglichkeiten, z.B. unter

überhängenden Büschen oder Bäumen, gegeben sein müssen<sup>116</sup>.

#### ▪ Adulte

Im Sommer werden als Ruhezone (s. auch Fließgeschwindigkeit) Kolke<sup>99,117</sup> oder Bühnenbereiche<sup>116</sup> mit Deckungsstrukturen (Ufergehölz, Wurzeln, Stämme, Äste) aufgesucht.

### Fließgeschwindigkeit

#### ▪ Eier, Brut

Nach Beobachtungen in einer Versuchsanlage suchen die Brütlinge nach dem Verlassen des kiesigen Substrates strömungsfreie Bereiche auf<sup>8</sup>.

#### ▪ Juvenile

Gewässerabschnitte mit Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,05 und 0,5 m/s werden bevorzugt<sup>99</sup>. Nach Winkler (1995) meiden Jungfische Bereiche mit Strömungsgeschwindigkeiten über 0,5 m/s und werden auch in nahezu stehendem Wasser angetroffen<sup>116</sup>.

#### ▪ Adulte

Gewässerabschnitte mit Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,05 und 0,5 m/s werden bevorzugt<sup>99</sup>. Winkler [1995] konnte im Rahmen ihrer Untersuchungen feststellen, dass Strömer Fließgeschwindigkeiten unter 0,05 und über 0,3 m/s meiden<sup>116</sup>. Im Sommer wird von Aufhalten bei Fließgeschwindigkeiten bis 0,4 m/s in mittleren Wassertiefen über Kies und Sand berichtet<sup>99</sup> (s. auch Gewässersohle); als Ruhezone werden langsam durchflossene Kolke mit Deckung aufgesucht<sup>99,116,117</sup> (s. auch Uferbereich). Im Winter halten sich die Fische in Kolken mit Fließgeschwindigkeiten unter 0,2 m/s auf<sup>99</sup> (s. auch Gewässersohle u. Wassertiefe).

#### ▪ Laichhabitat

An Laichhabitaten wurden Fließgeschwindigkeiten von 0,15–0,40 m/s gemessen<sup>17</sup>, und bei Untersuchungen in einer Versuchsanlage deutete sich eine bevorzugte Strömungsgeschwindigkeit über dem Laichsubstrat von 0,2 m/s an<sup>17</sup>. Stillwasserzone werden gemieden<sup>18,99</sup>.

## Wassertiefe

### ▪ Juvenile

Flache, wenig durchströmte Abschnitte wie Buchten, Hinterwasser<sup>99</sup> oder Seitengerinne von 0,1–0,3 m Tiefe<sup>117</sup> werden bevorzugt.

### ▪ Adulte

Wassertiefen von mehr als 0,5 m werden bevorzugt, Habitate mit geringeren Wassertiefen werden nur bei gleichzeitig großem Angebot an Versteckmöglichkeiten besiedelt<sup>116</sup>. Generell ist eine große Varianz der Gewässerbreite und -tiefe erforderlich<sup>99</sup>. Im Sommer halten sich die Fische in mittleren Wassertiefen auf<sup>99</sup> (s. auch Gewässersohle u. Fließgeschwindigkeit); als Ruhezonen werden langsam durchflossene Kolke mit horizontaler Deckung (Ufergehölz, Wurzeln, Stämme, Äste) benötigt<sup>99,117</sup>. Im Winter werden Kolke mit 0,5–0,8 m Tiefe<sup>99</sup> bzw. mit 1,0–1,2 m Tiefe<sup>116,117</sup> aufgesucht (s. auch Gewässersohle).

## Gewässerbreite

### ▪ Juvenile, Adulte

Kleine Flüsse mit deutlichem Anteil von „riffle“-Strukturen werden bevorzugt<sup>117</sup>; eine große Varianz der Gewässerbreite und -tiefe ist erforderlich<sup>98</sup>.

## Wassertemperatur

### ▪ Eier, Brut

Spezifische Angaben zu den tolerierbaren Temperaturen sind nicht bekannt, vermutlich liegen ähnliche Ansprüche vor wie bei juvenilen oder adulten Strömern. Bei einer Wassertemperatur von 12 °C betrug die Entwicklungszeit der Eier 11–12 Tage bis zum Schlüpfen, bei 16 °C wurden 9 Tage bestimmt<sup>18</sup>.

### ▪ Juvenile, Adulte

Changeux & Pont [1995] bestimmten bei ihren Untersuchungen an mediterranen Populationen in den Gewässerabschnitten mit Strömer-Vorkommen während der Sommermonate Temperaturen zwischen 11 und 26,5 °C, bei einem Mittelwert von 20,8 °C<sup>21</sup>. In der Argen lagen die Temperaturen in den untersuchten Gewässerabschnitten zwischen 6 und 24 °C<sup>117</sup>; vermutlich sind derart hohe Temperaturen aber bereits suboptimal, sodass die Strömer Bereiche mit solch hohen Temperaturen meiden. Ein Abbläichen wurde bei Temperaturen von 10–12 °C beobachtet<sup>61</sup> bzw. im Labor bei 12 °C induziert<sup>18</sup>.

## Sauerstoff

### ▪ Eier, Brut, Juvenile und Adulte

Angaben sind hierzu nicht bekannt. Aufgrund ihrer relativ hohen Ansprüche an die Wasserqualität werden Strömer eine Sauerstoffsättigung von nahezu 100 % benötigen.

## C ÄSCHEN- UND BARBENREGION (HYPORHITHRAL UND EPIPOTAMAL)

### C.1 HASEL

#### Charakteristika und allgemeine Ansprüche

Der Hasel (*Leuciscus leuciscus*) bewohnt Flüsse und große Bäche mit kiesiger bis sandiger Sohle. Die Fische leben bevorzugt als Schwarmfische im freien Stromstrich der Gewässer. Während der Laichzeit, die in den Monaten März und April liegt, schließen sich die Fische zu größeren Schwärmen zusammen. Als Laichsubstrat wird grober, überströmter Kies bevorzugt. Die Laichareale liegen generell im Hauptgewässer und nicht in kleinen Seitengewässern.



Eine Übersicht zur Biologie und Ökologie des Hasels haben Wüstemann & Kammerad [1995]<sup>119</sup> veröffentlicht.

Der Hasel ist in Baden-Württemberg in allen Stromgebieten verbreitet. Die Bestände gelten im Allgemeinen als nicht gefährdet; nur im Neckargebiet ist die Art als gefährdet eingestuft<sup>28</sup>.

#### Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

##### Durchgängigkeit

### ▪ Juvenile, Adulte

Flüsse müssen über weite Strecken durchwanderbar sein. Im Frühjahr werden stromaufwärts gerichtete Wanderun-

gen zu den Laichplätzen durchgeführt, wobei eine Strecke von 13 km belegt ist<sup>102</sup>; im Herbst finden Abwärtswanderungen in tiefere Bereiche und Kolke statt<sup>119</sup>. Auch Tag-/Nachtwanderungen über Strecken von mehreren hundert bis zu etwa 700 m sind beschrieben<sup>22</sup>.

Die Wassertiefen müssen über längere Strecken mindestens 0,3 m betragen, kürzere Strecken von maximal 2 m können auch noch bei Wassertiefen von 0,15 m überwunden werden.

### Gewässersohle (Substrat, submerse Vegetation)

#### ▪ Eier

Eier sterben bei einem Feinsedimentanteil von 25 % fast vollständig ab<sup>76</sup>.

#### ▪ Brut

Die Brut hält sich bevorzugt in strömungsarmen Bereichen zwischen Wasserpflanzen und Aufwuchs auf<sup>71(Zus.fassung)</sup>.

#### ▪ Juvenile

Untersuchungen deuten darauf hin, dass sandig-kiesige Bereiche (in Ufernähe) bevorzugt besiedelt werden<sup>60</sup>.

#### ▪ Adulte

Erwachsene Hasel halten sich gerne im Strömungsschatten von größeren Steinen auf<sup>40</sup> (s. auch Uferbereich). Möglicherweise bevorzugen die Fische während der Nacht eher Vertiefungen („pools“), während sie über Tag mehr über einer gleichmäßig tiefen Gewässersohle zu finden sind<sup>22</sup>.

#### ▪ Laichhabitat

Großräumig flache und schnellfließende Bereiche mit Grobkies, meistens oberhalb von „pools“ gelegen, sind die bevorzugten Laichhabitate<sup>119</sup>; eine Korngröße von 3–25 cm<sup>71(Zus.fassung)</sup> in 15–40 cm Wassertiefe<sup>65,119</sup> wird bevorzugt.

### Uferbereich

#### ▪ Brut

In strömungsarmen Randbereichen schwimmen die Larven 1–3 Tage nach dem Schlüpfen frei<sup>71(Zus.fassung)</sup>. Wichtig scheint die Qualität der Versteck- und Nahrungshabitate zwischen Wasserpflanzen und Aufwuchs zu sein<sup>71(Zus.fassung)</sup>.

#### ▪ Juvenile

Juvenile Hasel scheinen sandig-kiesige Bereiche in Ufernähe zu bevorzugen<sup>60</sup>.

#### ▪ Adulte

In flachen Gewässern leben die adulten Hasel bevorzugt in Strommitte, wo sie sich gerne hinter Steinen aufhalten<sup>10</sup>; in tieferen Gewässern sind sie aber meistens ufernah zu finden (s. auch Gewässersohle).

### Fließgeschwindigkeit

#### ▪ Eier

Eier haften bei geeignetem Laichsubstrat (s. Gewässersohle) sehr fest an Steinen und Kieseln, sodass ein Abdriften selbst bei Hochwasserspitzen unwahrscheinlich oder unbedeutend ist<sup>75</sup>.

#### ▪ Brut

Nach dem Schlüpfen werden die Larven in strömungsarme Bereiche mit Strömungsgeschwindigkeiten von weniger als 0,02 m/s verdriftet, oder sie suchen diese auf<sup>77</sup>; in experimentellen Studien wurden bei Larven in Abhängigkeit von Fischlänge und Wassertemperatur kritische Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,04 und 0,2 m/s bestimmt<sup>72</sup>.

#### ▪ Juvenile

Mit zunehmender Größe verlassen die juvenilen Hasel die strömungsarmen Bereiche und suchen Zonen mit höheren Strömungsgeschwindigkeiten auf.

#### ▪ Adulte

Genauere Angaben zur Strömungspräferenz adulter Fische sind nicht bekannt. Die bevorzugten Strömungsgeschwindigkeiten liegen vermutlich unter 0,2 m/s.

#### ▪ Laichhabitat

Am Laichplatz wurden Strömungsgeschwindigkeiten von 0,2–0,5 m/s gemessen<sup>71(Zus.fassung)</sup>.

### Wassertiefe

#### ▪ Brut

Brütlinge halten sich sowohl in flachen (0,2–0,5 m) wie auch in tieferen (>0,5 m) Bereichen auf<sup>71(Zus.fassung)</sup> (s. auch Uferbereich).



### ▪ Juvenile, Adulte

Sowohl juvenile wie auch adulte Hasel kommen vor allem in Gewässern mit mehr als 1 m Wassertiefe vor, werden aber auch in kleineren Fließgewässern mit mind. 0,3 m Wassertiefe gefunden.

### ▪ Laichhabitat

Laichplätze finden sich bevorzugt in 15–40 cm Wassertiefe<sup>65,119</sup>.

### Gewässerbreite

Hasel kommen in Baden-Württemberg in Fließgewässern mit einer Breite von 5–150 m vor, wobei der Schwerpunkt auf 20–30 m breiten Gewässern liegt.

### Wassertemperatur

#### ▪ Eier, Brut

Bis 15 °C ist ein erfolgreiches Schlüpfen der Fische möglich, über dieser Temperatur sinkt die Schlupfrate deutlich<sup>77</sup>.

#### ▪ Juvenile, Adulte

Der optimale Temperaturbereich wird mit 10–20 °C angegeben; das Temperaturspektrum, in dem die Fische ohne Beeinträchtigungen leben können, soll bei 4–22 °C liegen<sup>119</sup>. Kurzzeitig werden nach Anpassung und optimaler Sauerstoffversorgung 28 °C vertragen; die Letaltemperatur soll bei 32–33 °C liegen<sup>119</sup>.

#### ▪ Adulte

Das Abbläichen findet im März bis April bei Temperaturen ab 7 °C statt<sup>119(Zus.fassung)</sup>, es soll bis 12 °C möglich sein<sup>71(Zus.fassung)</sup>.

### Sauerstoff

#### ▪ Eier, Brut

Konkrete Angaben sind nicht bekannt; vermutlich sind ähnliche Ansprüche vorhanden wie bei den juvenilen oder adulten Haseln.

#### ▪ Juvenile, Adulte

Konzentrationen unter 4,5 mg/l sind suboptimal, bei 3,2 mg/l und 20 °C Wassertemperatur können die Fische auf Dauer nicht überleben<sup>119</sup>.

## C.2 BARBE

### Charakteristika und allgemeine Ansprüche

Die Barbe (*Barbus barbus*) ist die Charakter- oder Leitart der Barbenregion der Fließgewässer. Sie bewohnt als grundorientierter Fisch die strömenden Gewässerbereiche der kleinen und größeren Flüsse, wobei sie strukturreiche Abschnitte mit sandiger bis kiesiger Gewässersohle und tiefen Gumpen bevorzugt. Die Fische laichen in den Monaten Mai und Juni über kiesigem, überströmtem Substrat in relativ flachem Wasser. Obwohl sich die Bestände in den letzten Jahren vielerorts erholt haben, bestehen teilweise noch Rekrutierungsdefizite durch versandete oder verschlammte Laichareale und durch unüberwindbare Querbauwerke, wodurch die notwendige Wanderung der Fische verhindert wird. In Baden-Württemberg gilt die Barbe im Donau- und Bodenseesystem als nicht gefährdet, im Rhein- und Neckarsystem als gefährdet und im Mainsystem als stark gefährdet<sup>28</sup>.

Eine neuere Darstellung zur Biologie und Ökologie der Barbe haben Banarescu *et al.* [2003]<sup>8</sup> veröffentlicht.



### Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

#### Durchgängigkeit

##### ▪ Juvenile, Adulte

Flüsse müssen über sehr weite Strecken durchwanderbar und entsprechend tief sein. Generell erfolgen die Wanderungen in den tieferen Bereichen des Gewässers. Sehr kurze Strecken (max. 2 m) mit Wassertiefen von 10 cm und mehr, entsprechend der Körperhöhe, können noch bewältigt werden; bei längeren Flachstrecken sind Mindestwassertiefen von 30 cm und mehr nötig. Aufwärtswanderungen in Schwärmen über mehr als 14 km sind bekannt<sup>27</sup>, jahreszeitlich unabhängige Ortsveränderungen im Bereich von 5 km sind üblich. Wanderungsstrecken adulter Fische von über 100 km sind nachgewiesen<sup>104</sup>; für

den Austausch zwischen Teilpopulationen sind derartig weite Wandermöglichkeiten wichtig. Für den mehrfach gestauten Hochrhein konnte gezeigt werden, dass während großräumiger Bewegungsphasen über Distanzen von bis zu ca. 10 km die tieferen Flussbereiche in 6–15 m Wassertiefe bevorzugt werden<sup>122</sup>. Auch während ihrer Tag- und Nachtaktivitäten können die Fische beträchtliche Entfernungen zurücklegen; im Hochrhein wurden zwischen den Tag- und den Nachthabitaten Distanzen von mehr als 1 km bestimmt<sup>122</sup>.

### **Gewässersohle (Substrat, submerse Vegetation)**

#### ▪ **Eier, Brut**

Die Eier entwickeln sich im Lückensystem des kiesigen Substrates<sup>27</sup>.

#### ▪ **Juvenile**

Flachwasserbereiche mit vielfältigen Strukturen sind notwendig. Sandiges bis feinkiesiges Substrat wird bevorzugt besiedelt<sup>19,27</sup>.

#### ▪ **Adulte**

Bevorzugte Standorte befinden sich in ausgedehnten, tieferen Kolken mit mehr als 1 m Wassertiefe<sup>19</sup>, zwischen der submersen Vegetation sowie hinter Steinblöcken und Totholz, aber auch unter Brücken und hinter Bauwerken<sup>27,122</sup> (s. auch Uferbereich). Bevorzugte Substrate sind sandige bis feinkiesige Sedimente<sup>19</sup>.

#### ▪ **Laichhabitat**

Grobkies bis Geröll in Korngrößen von 2–25 cm werden bevorzugt<sup>19,71</sup>.

### **Uferbereich**

#### ▪ **Eier, Brut**

Die Brut hält sich in strömungsarmen Bereichen, auch in der Nähe des Ufers, auf<sup>29</sup>.

#### ▪ **Juvenile**

Juvenile Barben halten sich bevorzugt in Flachwasserbereichen auf<sup>19,27,114</sup>.

#### ▪ **Adulte**

Bevorzugte Standorte befinden sich in größeren Uferunterspülungen, in Felsspalten, zwischen der Ufervegetation sowie hinter Steinblöcken und Totholz, aber auch unter Brücken und hinter Bauwerken<sup>19,27,84,122</sup> (s. auch Gewässersohle). Bei großräumigen Bewegungen bzw. Wanderungen können während der Ruhephase in Ufernähe flache Bereiche mit geringer Fließgeschwindigkeit und sandigen Substraten besiedelt werden<sup>122</sup>.

### **Fließgeschwindigkeit**

#### ▪ **Eier, Brut**

Die schwimmfähige Brut sucht strömungsarme Bereiche mit Strömungsgeschwindigkeiten von weniger als 0,05 m/s auf<sup>29</sup>. Mit zunehmender Größe werden Bereiche mit stärkerer Strömung (bis 0,9 m/s) bevorzugt<sup>39</sup>.

#### ▪ **Juvenile, Adulte**

Übliche Standorte können Strömungsgeschwindigkeiten bis 1 m/s<sup>84</sup> bzw. 1–1,5 m/s<sup>8</sup> aufweisen.

#### ▪ **Laichhabitat**

Die Eiablage erfolgt in flachen, rasch durchströmten Bereichen. An Laichplätzen wurden Fließgeschwindigkeiten von 0,3–0,5 m/s beobachtet<sup>19,71</sup>.

### **Wassertiefe**

#### ▪ **Eier, Brut**

Die Eier werden in flachem, 0,1–0,4 m tiefem Wasser an strömungsexponierten Bereichen abgelegt<sup>27</sup>. Nach dem Verlassen des Interstitials suchen die Brütlinge flache Areale mit weniger als 0,6 m Wassertiefe auf<sup>29</sup>.

#### ▪ **Juvenile**

Flachwasserbereiche mit vielfältigen Strukturen als Versteckmöglichkeiten sind notwendig<sup>27</sup>.

#### ▪ **Adulte**

Bereiche mit mehr als 1 m Wassertiefe werden bevorzugt<sup>19</sup>. Die Wassertiefen liegen oft zwischen 2 und 6 m<sup>8(Zus.fassung)</sup>.

#### ▪ **Laichhabitat**

Die Eiablage erfolgt in flachen, rasch durchströmten Bereichen mit mindestens 0,1–0,4 m Tiefe<sup>19,71</sup>.

## Gewässerbreite

### ▪ Juvenile, Adulte

Barben bevorzugen generell Flüsse von etwa 10 m Breite an, Juvenile können aber auch in kleineren Flüssen vorkommen<sup>19</sup>.

## Wassertemperatur

### ▪ Eier, Brut

Als optimaler Temperaturbereich für die Embryonalentwicklung werden 14–20 °C angegeben<sup>30</sup>.

### ▪ Juvenile

Gute Entwicklungsbedingungen werden bei einer Temperatur von 18–24 °C beschrieben<sup>19</sup>.

### ▪ Adulte

Nach Penáz [1973] laichen Barben bei Temperaturen von über 8 °C<sup>85</sup>; Herzig & Winkler [1985] geben eine Temperaturspanne von 8–16 °C an<sup>50</sup>, Mann [1996] dagegen von 16–20 °C<sup>71(Zus.fassung)</sup>. Bei Untersuchungen in der Argen wurden während der Laichzeit ebenfalls Spitzentemperaturen von 20 °C gemessen<sup>27</sup>.

## Sauerstoff

### ▪ Eier, Brut

Bei der experimentellen Aufzucht von Barben wurden bei einer Sauerstoffsättigung von 60–80 % keine Ausfälle registriert<sup>118</sup>.

### ▪ Juvenile, Adulte

O<sub>2</sub>-Gehalte unter 5 mg/l sind suboptimal<sup>19</sup>.

## C.3 NASE

### Charakteristika und allgemeine Ansprüche

Die Nase (*Chondrostoma nasus*) bewohnt gut strukturierte und saubere Flüsse mit kräftiger Strömung und kiesiger bis steiniger Sohle. Die Art kommt in Baden-Württemberg in allen Flussgebieten vor, wobei die Bestände aber oftmals nur klein sind. Nach der aktuellen Roten Liste ist die Nase in den Flusssystemen Rhein und Donau als gefährdet und in den Flusseinzugsgebieten Neckar, Bodensee und Main als stark gefährdet eingestuft<sup>28</sup>. Die Fische besiedeln im Sommer flachere Bereiche und suchen nur als Ruhezonen tiefere Stellen auf. Als

Winterlager dienen tiefe, eher träge fließende Bereiche. Insbesondere zur Laichzeit können sich die Fische zu sehr großen Schwärmen zusammenschließen. Zur Fortpflanzung, die während der Monate März und April stattfindet, benötigt die Nase ein grobkiesiges und gut überströmtes Substrat im Flachwasserbereich. Die Laichplätze können im Hauptfluss oder in kleinen Nebenflüssen liegen. Insgesamt hat die Nase nur ein enges Toleranzspektrum, was die Ansprüche an den Laichplatz betrifft<sup>41</sup>. Da die Art auf das Abweiden von Steinen und Felsblöcken spezialisiert ist, müssen entsprechende Hartsubstrate, auf denen sich Aufwuchs bilden kann, vorhanden sein.



## Spezielle Anforderungen an den Lebensraum

### Durchgängigkeit

#### ▪ Juvenile, Adulte

Flüsse müssen über relativ weite Strecken durchgängig und entsprechend tief sein. Über kurze Strecken können flache Bereiche mit Wassertiefen in Körperhöhe, entsprechend 15 cm und mehr, noch bewältigt werden; über längere Strecken sind Wassertiefen von 30 cm und mehr notwendig. Die Aufwärtswanderungen erfolgen in Schwärmen über Distanzen von mehreren Kilometern.

### Gewässersohle (Substrat, submerse Vegetation)

#### ▪ Eier, Brut

Die Eier haften auf oder zwischen den Kieselsteinen<sup>64</sup>; dieses Substrat muss für eine erfolgreiche Ei- und Embryonalentwicklung frei von Sand und Detritus sein. Im Larvenstadium bleiben die Fische zunächst im Lückensystem des kiesig-steinigen Substrates<sup>31</sup>.

### ▪ Juvenile, Adulte

Zur Ernährung schaben oder raspeln die Fische auf Steinen oder anderen Gegenständen den Aufwuchs ab; die entsprechenden Hartsubstrate sind daher aufgrund dieser speziellen Ernährungsweise zwingend erforderlich<sup>80</sup>.

### ▪ Laichhabitat

Stark überströmter Grobkies und Geröll<sup>68,70,110</sup> mit Stein- bzw. Korngrößen bis 10 cm<sup>68</sup> bzw. zwischen 1 und 15 cm<sup>121</sup> sind die bevorzugten Laichsubstrate. Bei einer speziellen Untersuchung wurden Durchmesser zwischen 1 und ca. 20 cm<sup>51,120</sup>, mit mittleren Durchmessern von 2,7–8 cm<sup>120</sup> bestimmt.

### Uferbereich

#### ▪ Eier, Brut

Nach dem Schlüpfen und dem Verlassen der Laichareale suchen die Larven ufernahe Bereiche auf<sup>51</sup>.

#### ▪ Juvenile

Der Uferbereich ist, neben anderen Flachwasserzonen, anfangs ein bevorzugter Lebensraum<sup>79</sup> (s. auch Wassertiefe).

#### ▪ Adulte

Der Uferbereich wird von adulten Nasen kaum besiedelt.

### Fließgeschwindigkeit

#### ▪ Eier, Brut

Nach dem Verlassen des Substrates wechseln die Fische in strömungsarme Bereiche mit Strömungsgeschwindigkeiten von weniger als 0,05 m/s<sup>51</sup>. Bei einer Strömungsgeschwindigkeit von mehr als etwa 0,09 m/s ist der Energiebedarf höher als er über die Nahrungsaufnahme gedeckt werden kann<sup>93</sup>.

#### ▪ Juvenile

Anfangs halten sich die juvenilen Nasen noch in strömungsberuhigten Bereichen in der Nähe des Ufers auf; bei einer Strömungsgeschwindigkeit von mehr als ca. 0,13 m/s haben die Fische einen höheren Energiebedarf als er über die Nahrungsaufnahme gedeckt werden kann<sup>93</sup>. Später verlassen die Fische den Uferbereich und halten sich dann in Arealen mit höherer Strömungsgeschwindigkeit auf.

### ▪ Adulte

Schwärme konzentrieren sich in der Flussmitte in Bereichen mit höherer Strömung in Verbindung mit größerer Tiefe.

### ▪ Laichhabitat

An den Laichplätzen wurden Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,7–1,1 m/s<sup>70,110</sup> und 0,6–1,5 m/s<sup>87</sup> gemessen.

### Wassertiefe

#### ▪ Eier, Brut

Die Eier werden meist an flach überströmten, kiesigen Bereichen abgelegt. Nach dem Schlüpfen hält sich die Brut im flachen Uferbereich in einer Wassertiefe bis zu 0,8 m auf; dabei werden überwiegend die oberen Wasserschichten besiedelt<sup>51</sup>. Als bevorzugte Wassertiefe der larvalen Stadien gelten 0–0,4 m<sup>93</sup>.

#### ▪ Juvenile

Das Flachwasser ist, neben dem Uferbereich, ein bevorzugter Lebensraum<sup>79</sup> (s. auch Uferbereich).

#### ▪ Adulte

Schwärme konzentrieren sich in der Flussmitte in Bereichen mit größerer Tiefe und höherer Strömung. Nur Gewässerabschnitte mit mehr als 2 m Wassertiefe scheinen als Rückzugsgebiete geeignet zu sein<sup>70</sup>.

### ▪ Laichhabitat

Die Wassertiefe am Laichplatz entspricht in etwa der Körperhöhe. Sie liegt zwischen 0,1–0,3 m<sup>87</sup>. In einer genaueren Untersuchung von 8 Laichplätzen wurde ebenfalls eine mittlere Wassertiefe von 0–0,3 m bestimmt<sup>70,121</sup>; einzelne Laichplätze können aber auch in einer Wassertiefe von mehr als 1 m liegen<sup>120</sup>. Tiefere Ruhebereiche mit geringer Strömung sind in Laichplatznähe erforderlich<sup>70</sup>.

### Gewässerbreite

#### ▪ Juvenile, Adulte

Die Nase wird heute in Baden-Württemberg am häufigsten in Flüssen von 10–30 m Breite gefunden. In den kleineren und in den größeren Gewässern ist sie deutlich seltener, wobei die Vorkommen in den größeren Flüssen nur noch als kleine Reste ehemals guter Bestände anzusehen sind.

## Wassertemperatur

### ▪ Eier, Brut

Temperaturen unter 10 °C führen zu einem vollständigen Absterben der Embryonen<sup>86</sup>; allerdings wurde auch bei einer Temperatur von 9 °C der Beginn einer erfolgreichen Eientwicklung beobachtet<sup>63</sup>. Für eine erfolgreiche Entwicklung muss während der Embryonalphase die Temperatur in einem Bereich von ca. 12–18 °C liegen<sup>93</sup>; nach anderen Literaturquellen ist zum Schlüpfen mindestens eine Temperatur von 15 °C erforderlich und erst bei 18 °C optimal<sup>45</sup>. Auch bei Temperaturen von über etwa 20 °C sind hohe Mortalitäten zu erwarten<sup>93</sup>. Während der Larvalphase beträgt der optimale Temperaturbereich etwa 15–24 °C; bei Temperaturen unter 12 und über ca. 28 °C muss mit hohen Mortalitäten gerechnet werden<sup>93</sup>.

### ▪ Juvenile, Adulte

Die Fische sollen bei guter Sauerstoffversorgung Wassertemperaturen bis 20 °C vertragen<sup>45</sup>.

### ▪ Adulte

Der Beginn des Ablaichens soll ab einer Temperatur von 7–8 °C erfolgen<sup>63,86</sup>, während der Laichzeit wurden 10–16 °C<sup>86</sup> bzw. 10–14 °C<sup>120</sup> gemessen.

## Sauerstoff

### ▪ Eier, Brut

Bei einer Sauerstoffsättigung von 10 % während der Embryonalentwicklung wurden hohe Mortalitäten oder ein großer Anteil deformierter Larven gefunden<sup>64</sup>. Bei der genaueren Untersuchung eines Laichplatzes konnten Eier nur in den Bereichen nachgewiesen werden, in denen 10 cm tief im Sediment eine Sauerstoffsättigung von mehr als 60 % gemessen werden konnte; die höchsten Eidichten kamen in Arealen mit einer Sättigung von 80 % und mehr vor<sup>64</sup>.

### ▪ Juvenile

Juvenile Nasen können eine Sauerstoffkonzentration von 3,3 mg/l tolerieren<sup>95</sup>, vermutlich aber nur über einen kurzen Zeitraum.

### ▪ Adulte

Eine Sauerstoffsättigung nahe 100 % wird für eine dauerhafte Besiedlung erforderlich sein.



## Schriftenverzeichnis

1. Alabaster, J.S. 1964. The effect of heated effluents on fish. In: International Conference on Water Pollution Research, p. 261–292. [nicht eingesehen; aus: H.-H. Reichenbach-Klinke (1980), Krankheiten und Schädigungen der Fische. 2. Aufl. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag].
2. Alabaster, J.S. & Gough, P.J. 1986. The dissolved oxygen and temperature requirements of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the Thames Estuary. *Journal of Fish Biology* 29, 613–621.
3. Alabaster, J.S. & Lloyd, R., edd. 1980. *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. London: Butterworths.
4. Allen, K.R. 1969. Limitations on production in salmonid populations in streams. In: Symposium on Salmon and Trout in Streams (T.G. Northcote, ed.), p. 3–18. Vancouver: University of British Columbia (H.R. MacMillan Lectures in Fisheries). [nicht eingesehen; aus: Crisp (2000), Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation].
5. Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. In: *The Scientific Basis for Management of Salmonid Stocks in the British Isles* (D.J. Solomon, ed.). *Fisheries Research* 62, 143–170. doi:10.1016/S0165-7836(02)00160-1.
6. Baars, M., Mathes, E., Stein, H. & Steinhörster, U. 2001. Die Äsche *Thymallus thymallus*. Die Neue Brehm-Bücherei. Hohenwarsleben: Westarp Wissenschaften.
7. Baglinière, J.L. & Arribe-Moutounet, D. 1985. Microrépartition des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.), de juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) et des autres espèces présentes dans la partie haute du Scorff (Bretagne). *Hydrobiologia* 120, 229–239.
8. Banarescu, P.M., Bogutskaya, N.G., Movchan, Y.V. & Smirnov, A.I. 2003. *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758). In: *The Freshwater Fishes of Europe Vol. 5/II, Cyprinidae 2, Part II: Barbus* (P.M. Banarescu & N.G. Bogutskaya, edd.), p. 43–98. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
9. Barandun, J. 1990. Auswirkungen von Ausbreitungsbarrieren auf das Vorkommen von Groppen (*Cottus gobio*) – Anregungen für den Artenschutz. *Natur und Landschaft* 65, 66–68.
10. Bauch, G. 1966. *Die einheimischen Süßwasserfische*. 5. Aufl. Melsungen: J. Neumann-Neudamm.
11. Beland, K.F., Jordan, R.M. & Meister, A.L. 1982. Water depth and velocity preferences of spawning Atlantic salmon in Maine rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 2, 11–13. doi:10.1577/1548-8659(1982)2<11:WDAVPO>2.0.CO;2.
12. Bell, M.C. 1986. *Fisheries Handbook of Engineering Requirements and Biological Criteria*. Portland, Oregon: U.S. Army Corps of Engineers, Office of Engineers, Fish Passage and Development Program. [nicht eingesehen; aus: Crisp (2000), Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation].
13. Bless, R. 1981. Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. *Natur und Landschaft* 56, 243–252.
14. Bless, R. 1982. Untersuchungen zur Substratpräferenz der Groppe, *Cottus gobio* Linnaeus 1758 (Pisces: Cottidae). *Senckenbergiana biologica* 63, 161–165.
15. Bless, R. 1990. Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). *Natur und Landschaft* 65, 581–585.
16. Bless, R. 1992. Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.): Praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 35, 1–57.
17. Bless, R. 1996. Reproduction and habitat preference of the threatened spiralin (*Alburnoides bipunctatus* Bloch) and soufie (*Leuciscus souffia* Risso) under laboratory conditions (Teleostei: Cyprinidae). In: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (A. Kirchhofer & D. Hefti, edd.), p. 249–258. Basel: Birkhäuser Verlag.

18. Bless, R. 1996. Zum Laichverhalten und zur Ökologie früher Jugendstadien des Strömers (*Leuciscus souffia* Risso, 1826). *Fischökologie* 10, 1–10.
19. Blohm, H.-P., Gaumert, D. & Kämmerleit, M. 1994. Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. *Binnenfischerei in Niedersachsen* 3. Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.
20. Bohl, E. & Lehmann, R. 1988. Zur Bedeutung der Struktur von Fließgewässern für das Fischleben. *Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes* 46, 27–41.
21. Changeux, T. & Pont, D. 1995. Current status of the riverine fishes of the French Mediterranean basin. *Biological Conservation* 72, 137–158.
22. Clough, S. & Ladle, M. 1997. Diel migration and site fidelity in a stream-dwelling cyprinid, *Leuciscus leuciscus*. *Journal of Fish Biology* 50, 1117–1119. doi:10.1006/jfbi.1996.0360.
23. Crisp, D.T. 1993. The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. *Freshwater Forum* 3, 176–202. [nicht eingesehen; aus: Armstrong *et al.* (2003), *Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams*].
24. Crisp, D.T. 1996. Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia* 323, 201–221.
25. Crisp, D.T. 2000. *Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation*. Oxford: Blackwell Science Ltd.
26. Crisp, D.T. & Carling, P.A. 1989. Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology* 34, 119–134.
27. Dußling, U. 1994. Radiotelemetrische Untersuchungen an Barben (*Barbus barbus*, L.) in einem ausgebauten Fließgewässer. Diplomarbeit. Universität Konstanz.
28. Dußling, U. & Berg, R. 2001. *Fische in Baden-Württemberg: Hinweise zur Verbreitung und Gefährdung der freilebenden Neunaugen und Fische*. 2. Aufl. Stuttgart: Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg.
29. Dyk, V. 1956. Die Sommertemperaturen in der Äschenregion. *Archiv für Hydrobiologie* 52, 388–397.
30. Egglshaw, H.J. & Shackley, P.E. 1973. An experiment on faster growth of salmon *Salmo salar* (L.) in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology* 5, 197–204.
31. Elliott, J.M. 1976. The downstream drifting of eggs of brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 9, 45–50.
32. Elliott, J.M. 1981. Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. In: *Stress and Fish* (A.D. Pickering, ed.), p. 209–245. London: Academic Press.
33. Elliott, J.M. 1986. Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream. *Journal of Animal Ecology* 55, 907–922.
34. Elliott, J.M. 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Freshwater Biology* 25, 61–70.
35. Elliott, J.M. & Elliott, J.A. 1995. The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. *Freshwater Biology* 33, 411–418.
36. Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 1997. A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. *Functional Ecology* 11, 592–603. [nicht eingesehen; aus: Crisp (2000), *Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation*].
37. Fabricius, E. & Gustafson, K.-J. 1955. Observations on the spawning behaviour of the grayling, *Thymallus thymallus* (L.). *Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm* 36, 75–103.
38. Flüchter, J. 1988. Sauerstoffbedarf von Elritzen. *Jahresbericht Bayerische Landesanstalt für Fischerei*, 20–23. [nicht eingesehen; aus: Blohm *et al.* (1994), *Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten*].
39. Freyhof, J. 1996. Distribution of YOY-barbel *Barbus barbus* (L.) in the River Sieg/Germany. In: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (A. Kirchhofer & D. Hefti, edd.), p. 259–267. Basel: Birkhäuser Verlag.

40. Gönczi, A.P. 1989. A study of physical parameters at the spawning sites of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Regulated Rivers: Research and Management* 3, 221–224.
41. Grandmottet, J.P. 1983. Principales exigences des téléostéens dulcicoles vis-à-vis de l'habitat aquatique. *Annales scientifiques de l'Université de Besançon* 4, 3–32. [nicht eingesehen; aus: Mann (1996), Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers].
42. Greenberg, L., Svendsen, P. & Harby, A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers: Research and Management* 12, 287–303.
43. Gunnes, K. 1979. Survival and development of Atlantic salmon eggs and fry at three different temperatures. *Aquaculture* 16, 211–218. [nicht eingesehen; aus: Crisp (2000), Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation].
44. Gustafson, K.-J. 1949. Movements and growth of grayling. *Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm* 29, 35–44.
45. Harsányi, A. & Aschenbrenner, P. 1995. Die Nase *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758): Biologie und Aufzucht. *Fischer und Teichwirt* 46, 150–154.
46. Heggberget, T.G. 1991. Some environmental requirements of Atlantic salmon. In: *Fisheries Bioengineering Symposium* (J. Colt & R.J. White, edd.). *American Fisheries Society Symposium* 10, 132–135. [nicht eingesehen; aus: Armstrong *et al.* (2003), Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams].
47. Heggnes, J. & Borgström, R. 1991. Effect of habitat types on survival, spatial distribution and production of an allopatric cohort of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., under conditions of low competition. *Journal of Fish Biology* 38, 267–280.
48. Heggnes, J. & Traaen, T. 1988. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology* 32, 717–727.
49. Hehmann, F., Goll, A. & Zucchi, H. 1987. Amphibien- und Limnofauna des Breenbachtals: eine siedlungsbiologische Untersuchung in einem bedrohten Bachtal des Teutoburger Waldes. *Natur und Landschaft* 62, 464–473.
50. Herzig, A. & Winkler, H. 1985. Der Einfluß der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. *Österreichs Fischerei* 38, 182–196.
51. Hofer, K. & Kirchhofer, A. 1996. Drift, habitat choice and growth of the nase (*Chondrostoma nasus*, Cyprinidae) during early life stages. In: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (A. Kirchhofer & D. Hefti, edd.), p. 269–278. Basel: Birkhäuser Verlag.
52. Höfer, R. & Riedmüller, U. 2002. Wiedereinbürgerung des Lachses am Oberrhein: Projektziele bis 2006. Freiburg: Landesfischereiverband Baden e.V.
53. Holzer, G., Müller, R., Peter, A. & Schneider, M. 2002. Fischereiliches Gutachten über die Aarebaggerung in Thun. Kastanienbaum: EAWAG. [nicht eingesehen; aus: Jungwirth *et al.* (2003), Angewandte Fischökologie an Fließgewässern].
54. Humpesch, U.H. 1985. Inter- and intra-specific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. *Archiv für Hydrobiologie* 104, 129–144.
55. Huntingford, F.A., Metcalfe, N.B. & Thorpe, J.E. 1988. Choice of feeding station in Atlantic salmon, *Salmo salar*, parr: effects of predation risk, season and life history strategy. *Journal of Fish Biology* 33, 917–924.
56. Jones, J.W. & Ball, I.N. 1954. The spawning behaviour of brown trout and salmon. *British Journal of Animal Behaviour* 2, 103–114. [nicht eingesehen; aus: J. Schneider (1998), Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten].
57. Jungwirth, M. 1981. Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. In: *Wasserwirtschaft – Wasservorsorge* (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, ed.). Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

58. Jungwirth, M., Dieberger, J., Frauendorfer, R., Gossow, H. & Winkler, H. 1984. Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil II. In: Wasserwirtschaft – Wasservorsorge (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, ed.). Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
59. Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz, S. 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Wien: Facultas.
60. Jurajda, P. 1999. Comparative nursery habitat use by 0+ fish in a modified lowland river. *Regulated Rivers: Research and Management* 15, 113–124. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<113::AID-RRR529>3.0.CO;2-3.
61. Kainz, E. & Gollmann, H.-P. 1998. Aufzuchtversuche beim Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* Rossi). *Österreichs Fischerei* 51, 19–22.
62. Kainz, E. & Gollmann, H.P. 1989. Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Koppe, Mühlkoppe oder Groppe (*Cottus gobio* L.). *Österreichs Fischerei* 42, 204–207.
63. Kainz, E. & Gollmann, H.P. 1999. Ein Beitrag zur Biologie der Nase (*Chondrostoma nasus* L.): Aufzucht und Vorkommen in Österreich. *Österreichs Fischerei* 52, 265–273.
64. Keckeis, H., Bauer-Nemeschkal, E. & Kamler, E. 1996. Effects of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. *Journal of Fish Biology* 49, 430–440. doi:10.1006/jfbi.1996.0170.
65. Kennedy, M. 1969. Spawning and early development of the dace *Leuciscus leuciscus* (L.). *Journal of Fish Biology* 1, 249–259.
66. Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, 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. doi:10.1034/j.1600-0633.2003.00010.x.
67. Knaepkens, G., Bruyndoncx, L., Bervoets, L. & Eens, M. 2002. The presence of artificial stones predicts the occurrence of the European bullhead (*Cottus gobio*) in a regulated lowland river in Flanders (Belgium). *Ecology of Freshwater Fish* 11, 203–206. doi:10.1034/j.1600-0633.2002.00013.x.
68. Lelek, A. & Penáz, M. 1963. Spawning of *Chondrostoma nasus* (L.) in the Brumovka River. *Zoologické Listy* 12, 121–134. [nicht eingesehen; aus: Mann (1996), Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers].
69. Linløkken, A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma river system, south-eastern Norway. *Regulated Rivers: Research and Management* 8, 145–153.
70. Maier, K.-J., Zeh, M., Ortlepp, M., Zbinden, S. & Hefti, D. 1995. Verbreitung und Fortpflanzung der in der Schweiz vorkommenden *Chondrostoma*-Arten: Nase (*C. nasus*), Sofie (*C. toxostoma*), Savetta (*C. soetta*). *Mitteilungen zur Fischerei* 53. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
71. Mann, R.H.K. 1996. Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323, 223–235.
72. Mann, R.H.K. & Bass, J.A.B. 1997. The critical water velocities of larval roach (*Rutilus rutilus*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) and implications for river management. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 295–301.
73. Marmulla, G. 1992. Überprüfung der Eignung nordrhein-westfälischer Gewässer für die Wiedereinbürgerung von Lachs und Meerforelle. Albaum: Landesanstalt für Fischerei Nordrhein-Westfalen und Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e.V.
74. Meyer, L. & Pelz, G.R. 1998. Radiotelemetrische Untersuchungen an Äschen *Thymallus thymallus* (L.) in der Ilmenau (Niedersachsen). *Fischökologie* 11, 21–34.
75. Mills, C.A. 1981. The attachment of dace, *Leuciscus leuciscus* L., eggs to the spawning substratum and the influence of changes in water current on their survival. *Journal of Fish Biology* 19, 129–134.

76. Mills, C.A. 1981. Egg population dynamics of naturally spawning dace, *Leuciscus leuciscus* (L.). *Environmental Biology of Fishes* 6, 151–158.
77. Mills, C.A. 1991. Reproduction and life history. In: *Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation* (I.J. Winfield & J.S. Nelson, ed.), p. 483–508. London: Chapman & Hall.
78. Moir, H.J., Soulsby, C. & Youngson, A. 1998. Hydraulic and sedimentary characteristics of habitat utilized by Atlantic salmon for spawning in the Girnock Burn, Scotland. *Fisheries Management and Ecology* 5, 241–254. doi:10.1046/j.1365-2400.1998.00105.x.
79. Nelva, A. 1988. Profil écologique du Hotu, *Chondrostoma nasus* (Ostéichtyen, Cyprinidé) dans le Haut-Rhône français: structure d'habitat ponctuel et stationnel. *Acta Oecologica* 9, 275–296.
80. Nelva, A. 2001. Le Hotu *Chondrostoma nasus* (Linné, 1766). In: *Atlas de poissons d'eau douce de France* (P. Keith & J. Allardi, ed.), p. 172–173. Paris: Muséum national d'Histoire naturelle, Conseil supérieur de la pêche et Ministère de l'Environnement.
81. Nykänen, M. & Huusko, A. 2002. Suitability criteria for spawning habitat of riverine European grayling. *Journal of Fish Biology* 60, 1351–1354. doi:10.1006/jfbi.2002.1946.
82. Nykänen, M., Huusko, A. & Mäki-Petäys, A. 2001. Seasonal changes in the habitat use and movements of adult European grayling in a large subarctic river. *Journal of Fish Biology* 58, 506–519. doi:10.1006/jfbi.2000.1467.
83. Olsson, T.I. & Persson, B.-G. 1988. Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Archiv für Hydrobiologie* 113, 621–627.
84. Pelz, G.R. & Kästle, A. 1989. Ortsbewegungen der Barbe *Barbus barbus* (L.): Radiotelemetrische Standortbestimmungen in der Nidda (Frankfurt/Main). *Fischökologie* 1(2), 15–28.
85. Penáz, M. 1973. Embryonic development of the barb, *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758). *Zoologické Listy* 22, 363–374. [nicht eingesehen; aus: Herzig & Winkler (1985), *Der Einfluß der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden*].
86. Penáz, M. 1974. Influence of water temperature on incubation and hatching in *Chondrostoma nasus* (L. 1758). *Zoologické Listy* 23, 53–59. [nicht eingesehen; aus: Herzig & Winkler (1985), *Der Einfluß der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden*].
87. Penáz, M. 1996. *Chondrostoma nasus* – its reproduction strategy and possible reasons for a widely observed population decline: a review. In: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (A. Kirchhofer & D. Hefti, ed.), p. 279–285. Basel: Birkhäuser Verlag.
88. Peter, A.J. 1987. Untersuchungen über die Populationsdynamik der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) im System der Wigger, unter besonderer Berücksichtigung der Besatzproblematik. Dissertation. Zürich: Eidgenössische Technische Hochschule (ETH).
89. Prenda, J., Armitage, P.D. & Grayston, A. 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *Journal of Fish Biology* 51, 64–79. doi: 10.1006/jfbi.1997.0410.
90. Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- und verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (ABl. EG L 222 S. 1).
91. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG L 206 S. 7), zuletzt geändert durch die Akte über die Bedingungen des Beitritts der Tschechischen Republik, der Republik Estland, der Republik Zypern, der Republik Lettland, der Republik Litauen, der Republik Ungarn, der Republik Malta, der Republik Polen, der Republik Slowenien und der Slowakischen Republik und die Anpassungen der die Europäische Union begründenden Verträge (ABl. EG L 236 S. 33 vom 23.9.2003).
92. Roussel, J.-M. & Bardonnat, A. 1996. Changements d'habitat de la truite (*Salmo trutta*) et du chabot (*Cottus gobio*) au cours du nyctémère: Approches multivariées à différentes échelles spatiales. *Cybiurn* 20(3 Suppl.), 43–53.
93. Schiemer, F., Keckeis, H., Winkler, G. & Flore, L. 2001. Large rivers: the relevance of ecotonal



- structure and hydrological properties for the fish fauna. In: 0+ Fish as Indicators of the Ecological Status of Large Rivers (Large Rivers 12) (F. Schiemer & H. Keckeis, ed.). Archiv für Hydrobiologie Supplement 135, 487–508.
94. Schleuter, M. 1991. Nachweis der Groppe (*Cottus gobio*) im Niederrhein. Fischökologie 4, 1–6.
  95. Schlott-Idl, K., Schlott, G. & Gratzl, G. 1990. Über die Aufzucht von Nasenbrut (*Chondrostoma nasus*) in Waldviertler Teichen. Österreichs Fischerei 43, 268–271.
  96. Schmitz, W. & Schuman, G.O. 1982. Die sommerlichen Wassertemperaturen der Äschenzone mitteleuropäischer Fließgewässer. Archiv für Hydrobiologie 95, 435–443.
  97. Schneider, J. 1998. Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. Dissertation. Solingen: Verlag Natur und Wissenschaft.
  98. Schwarz, M. 1996. Verbreitung und Habitatansprüche des Strömers (*Leuciscus souffia* Risso 1826) in den Fließgewässern der Schweiz. Diplomarbeit. Universität Freiburg i.Br. [nicht eingesehen; aus: Schwarz (1998), Biologie, Gefährdung und Schutz des Strömers (*Leuciscus souffia*) in der Schweiz].
  99. Schwarz, M. 1998. Biologie, Gefährdung und Schutz des Strömers (*Leuciscus souffia*) in der Schweiz. Mitteilungen zur Fischerei 59. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
  100. Smyly, W.J.P. 1957. The life-history of the bullhead or miller's thumb (*Cottus gobio* L.). Proceedings of the Zoological Society of London 128, 431–453.
  101. Stahlberg-Meinhardt, S. 1994. Verteilung, Habitatansprüche und Bewegungen von Mühlkoppe (*Cottus gobio* Linnaeus, 1758) und Bachforelle (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) in zwei unterschiedlich anthropogen beeinflussten Fließgewässern im Vorharz. Dissertation. Braunschweig: Technische Universität Carolo-Wilhelmina.
  102. Starkie, A. 1976. Ecology of dace in the River Tweed. Fisheries Management 7(4), 88.
  103. Starmach, J. 1972. Characteristic of *Cottus poecilopus* Heckel and *Cottus gobio* L. (Polnisch mit einer ausführlichen englischen Zusammenfassung). Acta Hydrobiologica 14, 67–102.
  104. Steinmann, P., Koch, W. & Scheuring, L. 1937. Die Wanderungen unserer Süßwasserfische, dargestellt auf Grund von Markierungsversuchen. Zeitschrift für Fischerei 35, 369–467.
  105. Stuart, T.A. 1962. The leaping behaviour of salmon and trout at falls and obstructions. Freshwater and Salmon Fisheries Research 28, 1–46. [nicht eingesehen; aus: Crisp (2000), Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation].
  106. Swift, D.R. 1961. The annual growth-rate cycle in brown trout (*Salmo trutta* L.) and its cause. Journal of Experimental Biology 38, 595–604. [nicht eingesehen; aus: H.-H. Reichenbach-Klinke (1980), Krankheiten und Schädigungen der Fische. 2. Aufl. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag].
  107. Symons, P.E.K. & Heland, M. 1978. Stream habitats and behavioral interactions of underyearling and yearling Atlantic salmon (*Salmo salar*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada 35, 175–183.
  108. Tack, E. 1941. Die Ellritze (*Phoxinus laevis* Ag.), eine monographische Bearbeitung. Archiv für Hydrobiologie 37, 321–425.
  109. Troschel, H.J. 2001. Fischökologische Aspekte bei der Erarbeitung des Mindestabflussleitfadens der LfU. Bericht im Auftrag der Fischereibehörde beim Regierungspräsidium Freiburg.
  110. Troschel, H.J. & Höfer, R. 1996. Barben- und Nasenlaichgebiet unterhalb Wehr Rothenfels: Überprüfung des Gebietes auf Eignung als Laichhabitat. Bericht an die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, Wasserstraßen-Neubauamt Aschaffenburg.
  111. Uiblein, F., Jagsch, A., Kössner, G., Weiss, S., Gollmann, P. & Kainz, E. 2000. Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei Gewässern in Oberösterreich. Österreichs Fischerei 53, 89–165.
  112. Utzinger, J., Roth, C. & Peter, A. 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. Journal of Applied Ecology 35, 882–892.

113. Vordermeier, T. & Bohl, E. 1999. Untersuchungen zur Durchgängigkeit von Fließgewässern für Fische. In: Materialien (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, ed.). 79. München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
114. Watkins, M.S., Doherty, S. & Copp, G.H. 1997. Microhabitat use by 0+ and older fishes in a small English chalk stream. *Journal of Fish Biology* 50, 1010–1024. doi:10.1006/jfbi.1996.0363.
115. Welton, J.S., Mills, C.A. & Rendle, E.L. 1983. Food and habitat partitioning in two small benthic fishes, *Noemacheilus barbatulus* (L.) and *Cottus gobio* L. *Archiv für Hydrobiologie* 97, 434–454.
116. Winkler, C. 1995. Untersuchungen zur Biologie und Ökologie des Strömers (*Leuciscus souffia agassizi* Val.) in nördlichen Bodenseezuflüssen. Diplomarbeit. Universität Ulm.
117. Woher, H. 1999. Untersuchungen zum Wanderverhalten und zur Biologie des Strömers (*Leuciscus souffia agassizi*, Val. 1844). Diplomarbeit. Universität Konstanz.
118. Wolnicki, J. & Gorny, W. 1995. Survival and growth of larval and juvenile barbel (*Barbus barbus* L.) reared under controlled conditions. *Aquaculture* 129, 258–259.
119. Wüstemann, O. & Kammerad, B. 1995. Der Hasel *Leuciscus leuciscus*. Die Neue Brehm-Bücherei. Magdeburg u. Heidelberg: Westarp Wissenschaften u. Spektrum Akademischer Verlag.
120. Zbinden, S. & Hefti, D. 2000. Monitoring der Nase (*Chondrostoma nasus*) in der Schweiz. *Mitteilungen zur Fischerei* 67. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
121. Zbinden, S. & Maier, K.-J. 1996. Contribution to the knowledge of the distribution and spawning grounds of *Chondrostoma nasus* and *Chondrostoma toxostoma* (Pisces, Cyprinidae) in Switzerland. In: Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe (A. Kirchhofer & D. Hefti, edd.), p. 287–297. Basel: Birkhäuser Verlag.
122. Zeh, M. 1993. Reproduktion und Bewegungen einiger ausgewählter Fischarten in einer Staustufe des Hochrheins. Dissertation. Zürich: Eidgenössische Technische Hochschule.
123. Zeh, M. & Dönni, W. 1994. Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. *Aquatic Sciences* 56, 59–69.



# Anhang 4

## DAS SOFTWAREPAKET CASIMIR

Das Softwarepaket CASiMiR (**C**omputer **A**ided **S**imulation **M**odel for **I**nstream **F**low **R**equirements) ist ein System von Habitatmodellen für Oberflächengewässer, mit dem unter anderem die Lebensräume für Vertreter des *Makrozoobenthos* [JORDE 1997] und Fische [SCHNEIDER 2001] untersucht werden können. Eingesetzt wird das Modell für unterschiedliche Fragestellungen an Fließgewässern, wie beispielsweise Renaturierungskonzepte, Variantenwahl verschiedener wasserbaulicher Maßnahmen

oder Mindestabflussuntersuchungen in Ausleitungsstrecken oder Gewässerstrecken mit Wasserentnahmen für landwirtschaftliche Bewässerung.

Darüber hinaus lassen sich energiewirtschaftliche Berechnungen an Wasserkraftanlagen durchführen, womit im Falle einer Mindestabflussstudie z. B. eine Gegenüberstellung ökologischer und ökonomischer Aspekte möglich wird [SCHNEIDER ET AL., 2001] (Abb. 1).

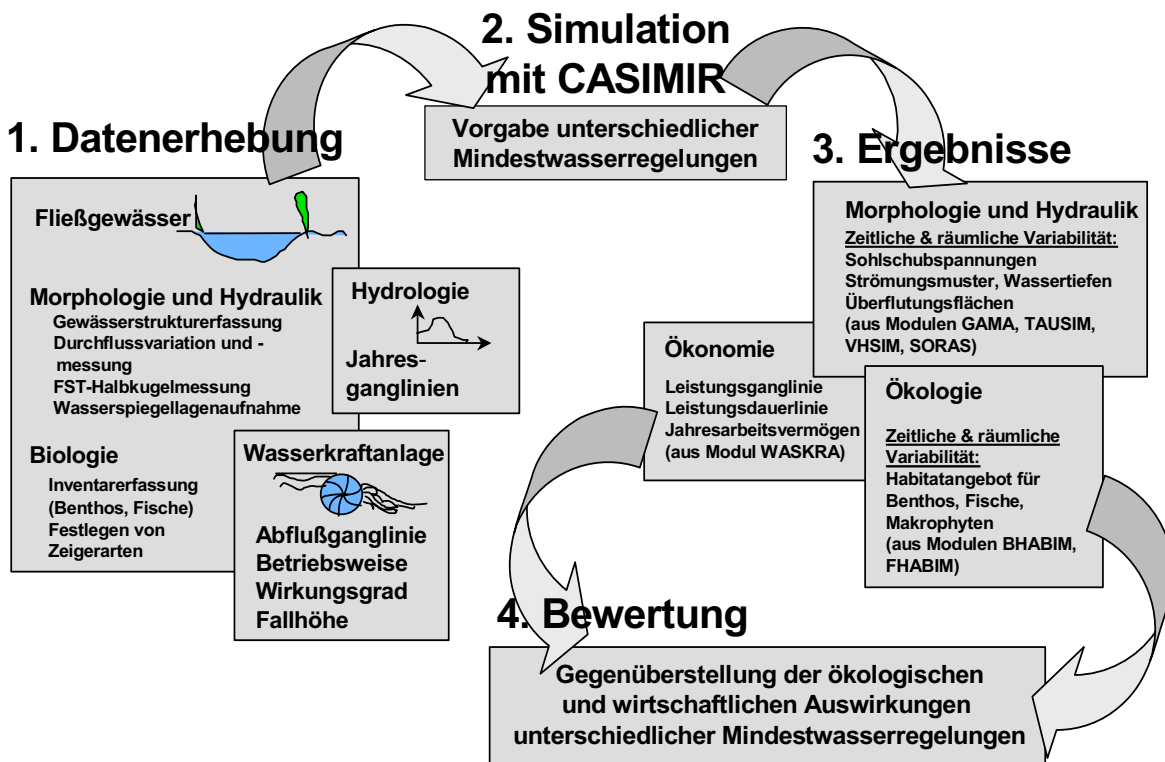


Abbildung 1: Prinzipieller Ablauf einer CASiMiR-Mindestabflussstudie

### Habitatmodellierung

Die Fischhabitatmodellierung beruht auf der Erkenntnis, dass die meisten Fischarten und deren Entwicklungssta-

dien sehr spezifische Anforderungen an ihre Umgebung hinsichtlich Struktur der Gewässersohle und potenziellen Unterständen, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit ha-

ben (s. a. Anhang 3 „Anforderungsprofile von Habitatbeschreibungen“).

Da sich die Wassertiefen und Strömungsverhältnisse mit dem Abfluss oftmals deutlich ändern, sind auch die oben beschriebenen Umgebungsbedingungen, und damit die Eignung der Lebensräume (Habitate) im Gewässer, stark abflussabhängig. Dieser Zusammenhang kann durch die Verwendung des Simulationsmodells CASiMiR erfasst werden. Durch die Darstellung des Gewässers im Computermodell und die Berechnung der Strömung und der Wassertiefen liegen eindeutige Eingangsdaten vor. Dadurch kann quantitativ der Einfluss von Abflussänderungen auf die hydraulischen Bedingungen und auf die Fischlebensräume ermittelt werden. Aufbauend auf den hydraulischen Ergebnissen und der hydrologischen Charakteristik des Gewässers werden anschließend auch qualitati-

ve Aussagen zur morphologischen Entwicklung möglich. Die prinzipielle Vorgehensweise im Rahmen einer CASiMiR-Mindestabflussuntersuchung ist die Folgende:

1. Es werden gemeinsam mit den Beteiligten eine oder mehrere Untersuchungsstrecken ausgewählt, die für längere Gewässerabschnitte repräsentativ sind oder innerhalb der Ausleitungsstrecke als pessimal gelten.
2. Jede Untersuchungsstrecke wird vermessen (meist über Querprofile), und Zusatzinformationen wie die Substratverteilung und Korngrößen an der Gewässersohle oder Fischunterstände werden kartiert (Abb. 2).

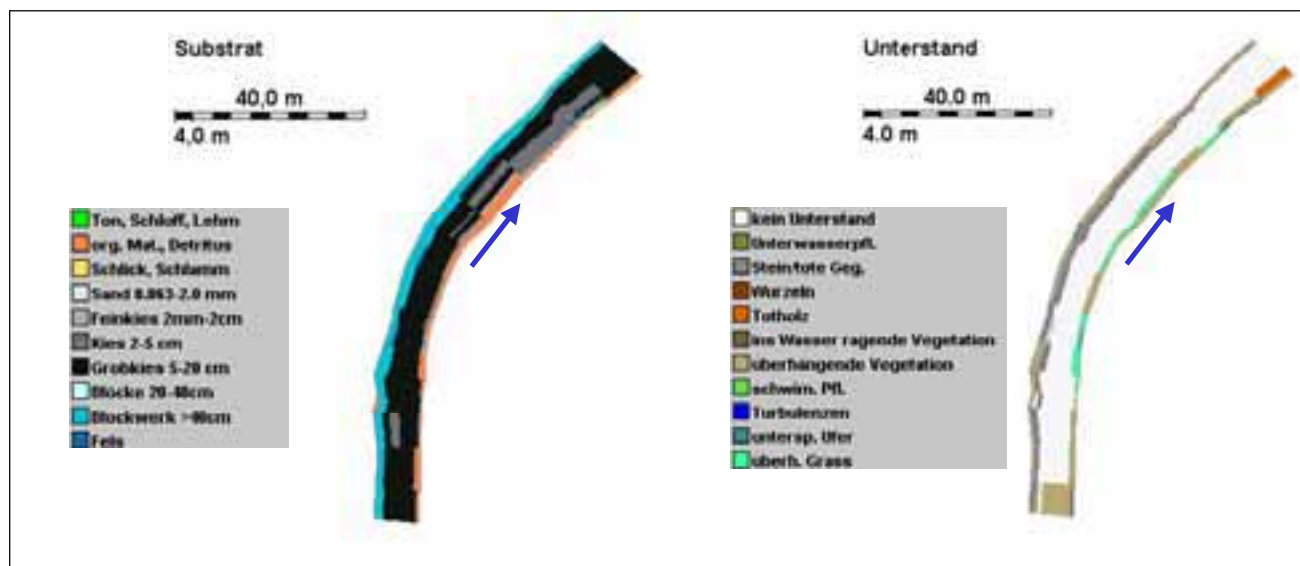


Abbildung 2: Substrat- und Unterstandsverteilung in einer Detailstrecke an der Oberen Eschach, Stadt Leutkirch im Allgäu:

Im linken Bild ist erkennbar, dass die Anteile an Grobkies deutlich dominieren, wie es für ein Fließgewässer der Forellenregion auch charakteristisch ist. Das linke Prallufer wurde durch grobes Blockwerk gesichert. Dieses bietet durch seine lockere Lagerung Unterstandsmöglichkeiten für Fische, wie es in der rechten Darstellung zu erkennen ist. Am rechten Ufer und im oberen Teil des Gewässerabschnitts bieten vorwiegend überhängende Vegetation und einzelne Totholzstrukturen Versteckmöglichkeiten.

3. Anschließend wird die Untersuchungsstrecke über viele kleine Einzelemente in einem Computermodell nachgebildet. Zur hydraulischen Kalibrierung des Modells dienen Wasserspiegel- und Fließgeschwindigkeitsmessungen bei unterschiedlichen Abflüssen (je nach Gewässerabschnitt bei ca. 1-3 Abflüssen).
4. Mit Hilfe dieses digitalen Gerinnemodells lassen sich für den Gewässerabschnitt Strömungsgeschwindigkeiten, Wassertiefen und benetzte Flächen für ein breites Abflussspektrum berechnen und anschaulich darstellen. Je nach Charakteristik des Gewässerabschnitts werden diese hydraulischen Berechnungen eindimensional für gleichförmige Strecken oder zweidimensional für strukturreiche Strecken (z. B.



mit Inseln) durchgeführt (s. Abb. 3). In den Grundrissdarstellungen kann somit beispielsweise die Durchwanderbarkeit des pessimalen Querschnitts anhand von fischartspezifisch unterschiedlichen Mindestabflusstiefen (s. a. Anhang 3 „Anforderungsprofile von Habitatbeschreibungen“) überprüft werden.

Die hydraulischen Parameter werden mit den kartierten Substrat- und Unterstandsverhältnissen verknüpft. Somit sind die wichtigsten, für Fische relevanten Parameter jeder Einzelzelle im Modell bekannt.

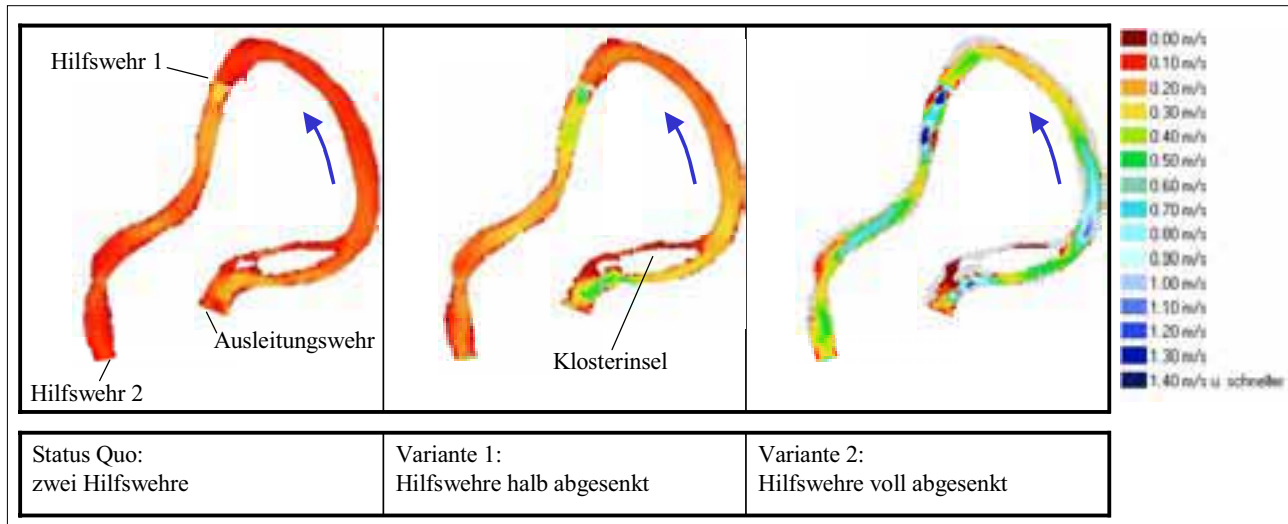


Abbildung 3: Fließgeschwindigkeiten in der Ausleitungsstrecke Kraftwerk Rheinau, Hochrhein:

Durch die hydraulische Modellierung können im Rahmen von Mindestabflussstudien auch Szenarien untersucht werden, welche in Dotationsversuchen nicht oder nur mit immensem Aufwand möglich wären. Am Beispiel Rheinau wurde eine zweidimensionale Hydraulikmodellierung durchgeführt. Zusätzlich zum Status Quo wurden zwei weitere Varianten der Wehrstellungen der in der Ausleitungsstrecke befindlichen Hilfswehre mit untersucht. Die hydraulischen Auswirkungen auf den Rheinmäander, und damit auch auf das Habitatangebot in diesem Gewässerabschnitt, werden in der Abbildung deutlich. Dargestellt sind exemplarisch die Fließgeschwindigkeiten bei jeweils  $50 \text{ m}^3/\text{s}$ .

- Die von Fischexperten formulierten Lebensraumanprüche (s. a. Anhang 3 „Habitatsprüche“) der Indikatorfischarten (z. B. Bachforelle, Barbe, Lachs, etc.) werden in das Simulationsmodell CASiMiR eingelesen. Dies ist zum einen über sogenannte Expertenregeln möglich. Diese beinhalten sprachliche Ausdrücke wie „mittlere Wassertiefe“ oder „geringe“ Fließgeschwindigkeit (s. a. Abb. B 18 in Kapitel B 4.5). Der Vorteil dieser Methode besteht unter anderem darin, dass gewässerspezifisch definiert werden kann, was unter einer „mittleren“ Fließgeschwindigkeit zu verstehen ist. Es können aber auch konventionelle Präferenzfunktionen verwendet werden, welche die Ansprüche eines Fisches hinsichtlich eines Umgebungsparameters in einem Wertebereich zwischen 0 (= ungeeignet) und 1 (= optimal geeignet) beschreiben.
- Für jedes der Einzelelemente wird überprüft, inwiefern diese Ansprüche bei einem bestimmten Abfluss erfüllt sind.  
*Beispiel: Sind an einer Gewässerstelle Strömung, Wassertiefe und das Substrat am Gewässergrund für eine laichende Bachforelle beim Abfluss  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  geeignet?*
- Als Ergebnis aus der Überprüfung wird ein Eignungsindex berechnet, der ein Maß für die Habitat-eignung ist (0 = ungeeignet, 1 = optimal geeignet).

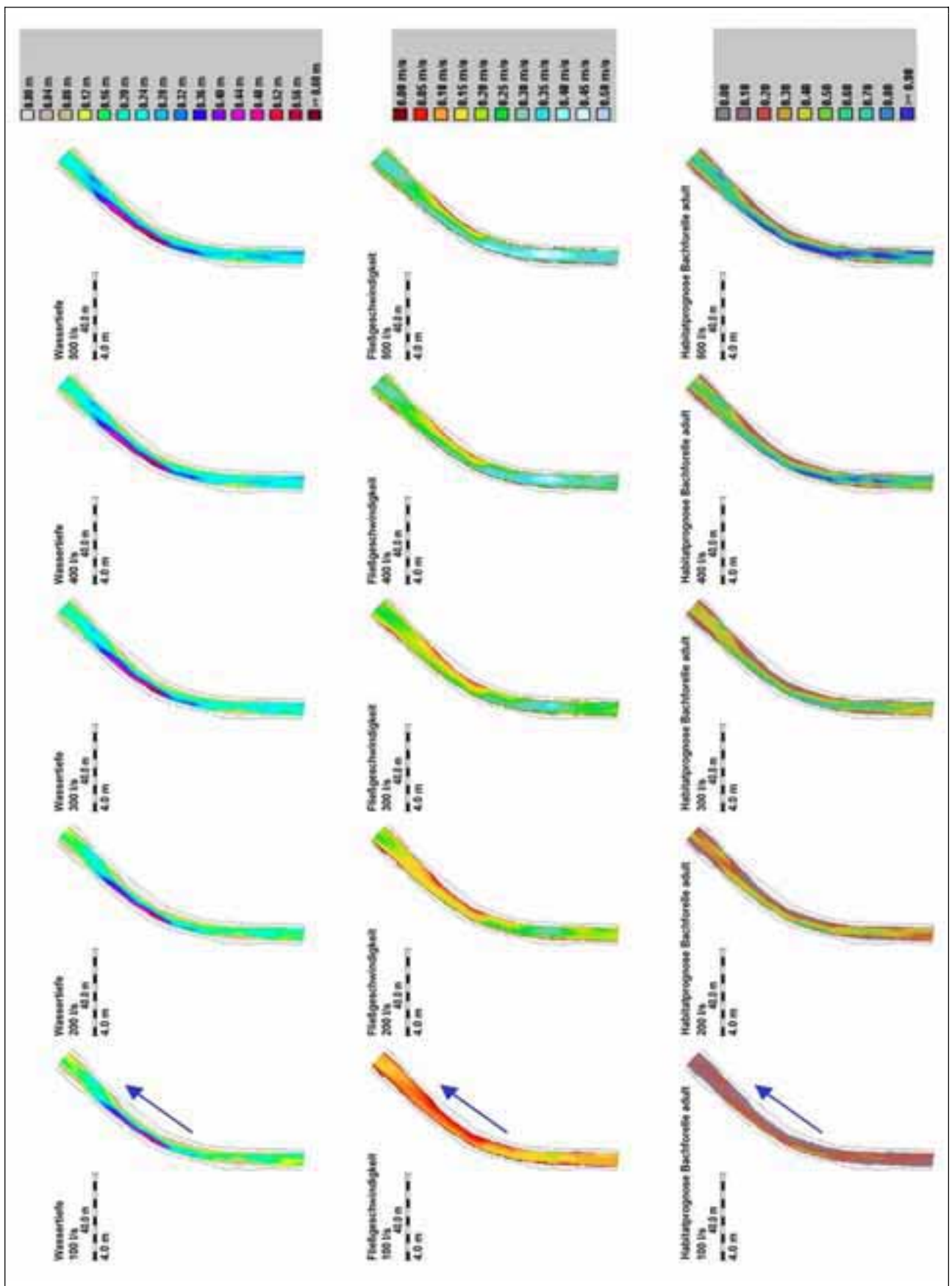


Abbildung 4: CASiMiR-Detailstrecke an der Oberen Eschach, Stadt Leutkirch im Allgäu:

Dargestellt ist der bereits in Abb. 2 gezeigte CASiMiR-Untersuchungsabschnitt in einer Ausleitungsstrecke an der Oberen Eschach. Die Verteilungen der Wassertiefen (obere Reihe) und Fließgeschwindigkeiten (mittlere Reihe) bei Abflüssen von 100 l/s bis 500 l/s wurden durch hydraulische Berechnungen ermittelt. Verknüpft mit den Substrat- und Unterstandsinformationen und den von Fischereiexperten aufgestellten Anspruchsdaten (hier für die adulte Bachforelle), kann die Veränderung der Lebensräume bei verschiedenen Abflüssen bestimmt und auch lokal zugeordnet werden (untere Reihe).

8. Nun kann verglichen werden, wie sich die Eignung der Lebensräume mit dem Abfluss verändert. Es stellt sich normalerweise dabei heraus, dass sich die Fischlebensräume zunächst merklich verbessern, wenn der Abfluss erhöht wird. Ab einem bestimmten Abflussbereich treten aber meist keine deutlichen Verbesserungen mehr, oft sogar Verschlechterungen

des Lebensraumangebots auf. Um die Auswirkungen von Abflussreduktionen auf die Lebensräume quantitativ beurteilen zu können, werden die Habitateignungen zu einem Wert (WUA = weighted usable area) zusammengefasst (s. Abb. 5). Dieser gibt das Habitatangebot als Funktion des Abflusses an.

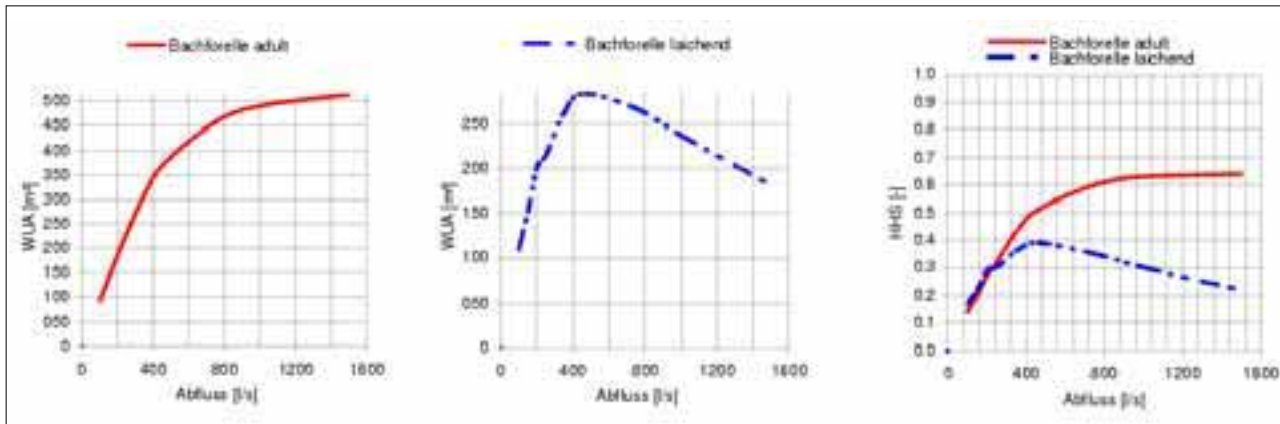


Abbildung 5: Habitatangebot in Abhängigkeit des Abflusses:

Die mit CASIMIR ermittelte Abflussabhängigkeit der Habitate ermöglicht in einfacher Art und Weise eine quantitative Bestimmung des Habitatangebots der untersuchten Fischarten über das gesamte untersuchte Abflussspektrum hinweg. Hier exemplarisch dargestellt sind die Habitatfunktionen verschiedener Altersstadien der Bachforelle in der bereits in Abb. 4 gezeigten Untersuchungsstrecke an der Oberen Eschach. Die Bachforelle adult (links) findet mit steigendem Abfluss ein immer besser werdendes Habitatangebot vor. Bei einem Abfluss von ca. 1200 l/s wird ein Optimum erreicht. Im Gegensatz zur laichenden Bachforelle (mitte), für welche oberhalb von ca. 600 l/s die Lebensräume aufgrund der steigenden hydraulischen Belastung wieder geringer werden, bleiben die Bedingungen für das adulte Entwicklungsstadium auch bei höheren Abflüssen konstant. Für die Mindestabflussuntersuchung ist jeweils die Bewertung des ansteigenden Astes der Kurven bei geringen Abflüssen maßgebend. (WUA = gewichtete nutzbare Fläche; HHS = WUA/benetzte Fläche)

9. Ist für die zu untersuchende Ausleitungsstrecke, und damit für die Festlegung einer Mindestabflussregelung, das *Makrozoobenthos* mit relevant, so werden im Rahmen der CASiMiR-Mindestabflussuntersuchung zusätzlich die Lebensräume der ausgewählten *Benthosorganismen* analysiert. Grundlage hierfür sind Häufigkeitsverteilungen von FST-Halbkugeln, mit denen die sohnahen Strömungskräfte abgebildet werden können (s. a. C 1.2). Im Gegensatz zum HPM-Modell (s. C 1.2) werden diese Häufigkeitsverteilungen aber nicht modelliert, sondern im Gewässer gemessen oder über im Gewässer ermittelte Korrelationen zur tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit aus einem Hydraulikmodell berechnet. Durch die Kenntnis der Strömungspräferenzen für eine Vielzahl *benthischer* Organismen können in CASiMiR die Habitateignungen in gleicher Weise wie bei den Fischen in Form von abflussabhängigem Habitatangebot ermittelt und dargestellt werden.

10. Aus den Simulationsergebnissen für verschiedene Organismen und Altersstadien wird eine Abflussregelung entwickelt, die zu jeder Zeit des Jahres ein Mindestangebot an Lebensräumen und die Erreichbarkeit von Laichgründen garantiert (s. a. B 5.2).

11. Für die endgültige Festlegung der Mindestabflussregelung sind noch weitere Aspekte wie z. B. das natürliche Abflussgeschehen im Jahresverlauf und die Bedeutung des Gewässerabschnitts für den gesamten Fluss zu berücksichtigen.

Aus zahlreichen Mindestabflussuntersuchungen mit CASiMiR an sehr unterschiedlichen Gewässertypen (z. B. alpines Gewässer im Tessin, Mittelgebirgsbäche im Allgäu und im Schwarzwald, Flüsse in Baden-Württemberg, Sachsen und Nordrhein-Westfalen, Hochrhein, Oberrhein, Donau) liegen umfangreiche Erfahrungswerte vor. Sie zeigen, dass die durch ökohydraulische Simulationen

ermittelten Mindestabflüsse (örtliche Anpassung) je nach Gewässercharakteristik sowohl über als auch unter dem zunächst auf hydrologischen Weg ermittelten Orientierungswert von 1/3 MNQ liegen können. Die Betrachtung von Varianten, die z. B. strukturelle Verbesserungsmaßnahmen oder zuflussabhängige Mindestabflussabgaben beinhalten, ermöglicht dabei weitergehend den Vergleich ökologischer und ökonomischer Auswirkungen in quantitativer Form. Damit können Lösungen gefunden werden, die sowohl den Ansprüchen Gewässerökologie als auch der Forderung nach einer wirtschaftlichen Wasserkraftnutzung gerecht werden.

### Energiewirtschaftliche Berechnungen mit CASiMiR-WASKRA

Mit dem CASiMiR-Modul WASKRA können energiewirtschaftliche Berechnungen für Wasserkraftanlagen durchgeführt werden. Liegen detaillierte Kraftwerksdaten

vor, wie beispielsweise abflussabhängige Fallhöhen, abflussabhängiger Wirkungsgrad und Turbinendaten, so lassen sich Leistung und Arbeitsvermögen der Wasserkraftanlage genau bestimmen.

Im Rahmen einer Mindestabflussuntersuchung können für verschiedene Mindestabfluss-Szenarien (konstant, gestaffelt, dynamisch, Nassjahr, Trockenjahr) Ganglinien für verschiedene Abflussanteile (gesamt, Turbine, Ausleitung) und die Leistung und das resultierende Jahresarbeitsvermögen (Abb. 6 und Tabelle 1) der Anlage berechnet werden. Die Ergebnisse bilden somit die Grundlage für eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung des betrachteten Ausleitungskraftwerks.

Zusammen mit der Habitatmodellierung wird eine direkte Gegenüberstellung von ökologischen und ökonomischen Auswirkungen unterschiedlicher Mindestabflussregelungen möglich.

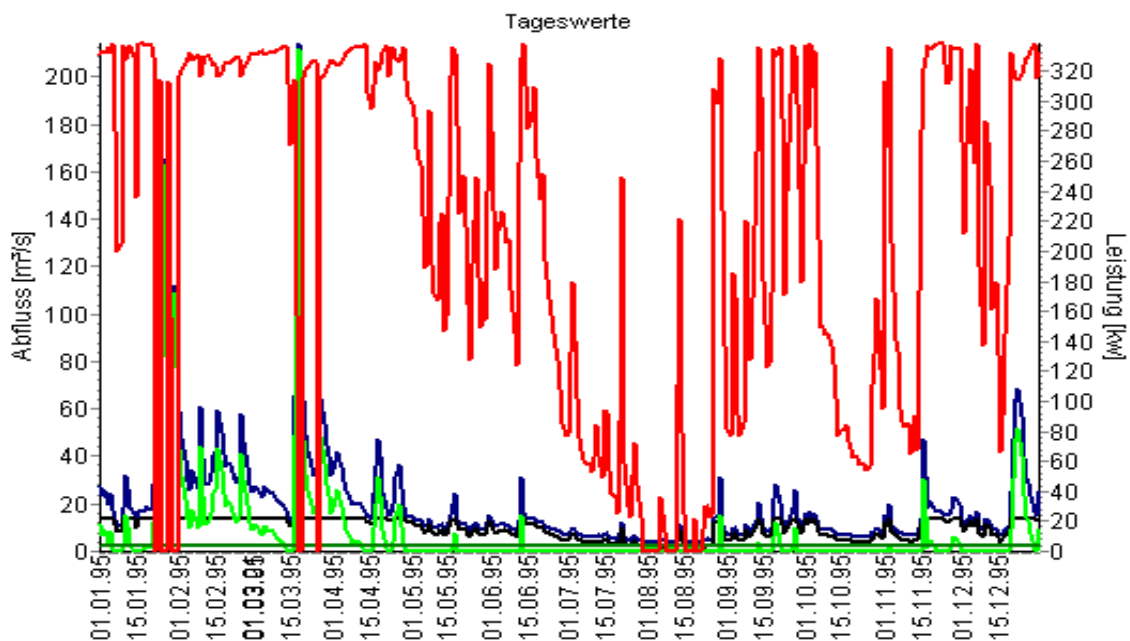


Abbildung 6: Beispielhafte Ermittlung des Leistung in Abhängigkeit des Abflusses

Tabelle 1: Beispielhafte Übersicht Jahresarbeitsvermögen

<b>Jahresarbeitsvermögen:</b>	1896.01 MWh		
	<i>mittlere Werte</i>	<i>maximal</i>	<i>minimal</i>
<b>Leistung</b>	215.85 kW	338.38 kW	0.00 kW
<b>Wirkungsgrad</b>	52.95 %	65.00 %	0.00 %
<b>Hauptabfluss</b>	20.34 m³/s	213.88 m³/s	3.55 m³/s
<b>verwertbarer Abfluss</b>	17.94 m³/s	211.48 m³/s	1.15 m³/s
<b>Fallhöhe</b>	3.94 m	4.14 m	3.61 m

# Anhang 5

## WEITERE VERFAHREN ZUR MINDESTABFLUSSERMITTLUNG

In Baden-Württemberg erfolgt die Festlegung des Mindestabflusses bei Anlagen bis 1000 kW nach dem so genannten „Wasserkrafterlass“ (Gemeinsame Verwaltungsvorschrift), bei Anlagen über 1000 kW nach einer Einzelfallentscheidung. Die LAWA „Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und zur Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug“ von 2001 wurde in Baden-Württemberg nicht eingeführt und werden daher in Baden-Württemberg nicht angewandt.

Ausschließlich zum Vergleich wurden im Rahmen einer umfangreichen Untersuchung verschiedene weitere Verfahren für die Festlegung des Mindestabflusses angewandt. Ausgewählt wurden Vorgehensweisen und Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [LAWA 2001], des Landes Hessen [HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, JUGEND, FAMILIE UND GESUNDHEIT 1996], Ergebnisse von Forschungsvorhaben [SCHERER 1999, DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURTECHNIK, 1999] sowie ein pragmatisches Vorgehen der Festlegung über eine konstante Abflusspende. Nachfolgend sind die Verfahren beschrieben. Die Stärken und Schwächen der Verfahren werden aufgezeigt, mit dem Vorgehen in Baden-Württemberg verglichen und zusammenfassend bewertet.

In den Beispielen im Anhang 1 sind die Ergebnisse der Verfahren mit dem Vorgehen gemäß Wasserkrafterlass Baden-Württemberg verglichen.

Bei der Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken sind eine Vielzahl von ökologischen und gewässertypischen Faktoren sowie lokalen Besonderheiten zu beachten. Ein Verfahrensvorschlag kann jedoch nur Vorgaben für die ökologisch begründete Festlegung mit Hin-

weisen für die praktische Umsetzung geben. Ein absolut allgemeingültiges Vorgehen kann aufgrund der vielfältigen Anforderungen nicht festgelegt werden. Einzelfallbezogene Abweichungen sollten dabei bereits konzeptionell zulässig sein, d. h. der Verfahrensvorschlag sollte möglichst alternative Vorgehensweisen benennen. Demgegenüber bieten zu unscharfe Vorgaben immer die Gefahr von langwierigen und unentscheidbaren Auseinandersetzungen. Es sollte daher immer im Einzelfall die Möglichkeit für eine begründete Abweichung vom ansonsten möglichst konkreten Verfahrensvorschlag bestehen.

Die abschließende Beurteilung der verschiedenen bestehenden Verfahren zeigt, dass sowohl aus Sicht der Methodik als auch des Endergebnisses erhebliche Unterschiede bestehen bzw. sich ergeben.

Sehr einfache Verfahren zur Festlegung des Mindestabflusses ohne Berücksichtigung der Gewässergröße und der Gewässerstruktur besitzen oft eine geringe ökologische Begründbarkeit, während komplexe Methoden u. U. zwar Parameter, nicht aber trennscharfe Kriterien zur Verfügung stellen. Zudem lassen sich die Verfahren nicht gleich gut auf die gesamte Bandbreite der Anwendungsmöglichkeiten anwenden.

So ergab beispielsweise das Habitat-Prognose Modell (HPM) für *Makrozoobenthos* keine signifikanten Veränderungen im Bereich engerer Abflussbereiche. Vielmehr ist eine in Abhängigkeit vom Abfluss kontinuierliche Veränderung der Habitatanteile zu erheben. Es bleibt daher dem jeweiligen Bearbeiter überlassen, hier mit einer subjektiven Bewertung einen Mindestabfluss festzulegen. Auffällig ist bei der HPM-Methode, dass sie für alle Gewässer dieses Ergebnis zeigt. Es lässt sich daher keine rein hydraulisch begründbare Empfehlung mit dieser Methode



geben, sondern die natürliche hydrologische Situation ohne Wasserentnahme sollte zumindest als eine Bedingung der Referenzsituation gewählt werden. Vergleichbare Ergebnisse in anderen Bundesländern führten im Rahmen anderer Untersuchungen mit gänzlich anderen Methoden zu einer ähnlichen Aussage für das *Makrozoobenthos*.

Alle anderen hier untersuchten Methoden geben konkrete Abflusswerte vor, sie zeigen aber in der praktischen Anwendung teilweise erhebliche Probleme für kleine Gewässer bei der Wasserkraftnutzung.

Der Wasserkrafterlass Baden-Württemberg fordert ebenso explizit wie die LAWA-Empfehlung die Durchgängigkeit, wobei sich für beide Verfahren der Schwerpunkt in der Berücksichtigung der Fische zeigt. Innerhalb der Fließwasserlebensgemeinschaften haben Fische die größten Raumansprüche. Man geht daher davon aus, dass überall dort, wo die potenziell natürliche Fischfauna geeignete Lebensbedingungen in einer Gewässerstrecke vorfindet, auch für die bodenbesiedelnden wirbellosen Tiere (*Makrozoobenthos*) angemessene Umweltbedingungen gegeben sind (Ausnahme: Arten mit Anforderungen an sehr hohe Strömungsgeschwindigkeiten). Der Erlass des Landes Hessen berücksichtigt die Durchgängigkeit als eines von mehreren Kriterien und bezieht sich ansonsten auf das *Makrozoobenthos*. Sonstige Verfahren wenden oft nur das *Makrozoobenthos* als Indikatorgruppe an.

Im Vergleich der verschiedenen Verfahren zeigt sich, dass der Wasserkrafterlass Baden-Württemberg alle maßgeblichen Faktoren berücksichtigt und in der Anwendung eine ausreichende Flexibilität für die Berücksichtigung von Besonderheiten bietet. Im Gegensatz zu anderen Verfahren zeichnet sich die Vorgehensweise nach dem Erlass durch ihre breiten Anwendungsmöglichkeiten aus. Die Empfehlung der LAWA wurde in Baden-Württemberg daher nicht eingeführt.

## 1 EMPFEHLUNG LAWA 2001

Die Empfehlung der LAWA fordert - wie alle anderen hier aufgeführten Vorgehensweisen - eine Einzelfallprüfung. Dabei wird von der Arbeitshypothese ausgegangen,

dass die Fische "als oberstes Glied des aquatischen Nahrungsnetzes den Gewässerzustand" anzeigen. Dies wird begründet mit deren "in der Regel umfassendsten Ansprüchen an die Wasser- und Gewässerbeschaffenheit sowie an den Abfluss, der einen ausreichenden Wasserkörper bewirken muss. Grundsätzlich hängen die ökologischen Verhältnisse eines Gewässers wesentlich von der zeitlichen und räumlichen Verteilung von Hoch-, Mittel- und Niedrigwasserabflüssen entsprechend dem natürlichen Abflussregime ab. Die Gewässerbiozönose ist an diese periodisch auftretenden Gewässersituationen angepasst."

Die Empfehlung der LAWA sieht zwei sich ergänzende Verfahren vor, die aufeinander aufbauen. Die zuerst anzuwendende Methode ist der sog. **Biotop-Abfluss-Ansatz**. Diese bedient sich der Fischfauna "als integrativer Bewertungsteil der Biozönose."

Sollte der Biotop-Abfluss-Ansatz aus hydrologisch/hydraulischen oder messtechnischen Gründen nicht anwendbar sein, oder ist der Betrag der ermittelten Mindestabflüsse  $Q_{\text{Min}} \gg \text{MNQ}$ , so ist nach [der zweiten Methode,] dem ökohydrologischen Ansatz weiter zu verfahren. Sollte auch der mittels des ökohydrologischen Ansatzes ermittelte Mindestabfluss aufgrund der erforderlichen Mindestwassertiefe erheblich über MNQ liegen, ist zu prüfen, ob aus Gründen der Verhältnismäßigkeit nicht eine Mindestwasserabgabe in der Größenordnung von MNQ vorgeschlagen werden kann." Diese Überprüfung ist ein zwingender methodischer Bestandteil. Es ist zu prüfen, ob bei der ermittelten Mindestabgabe das leitbildgerechte Ziel erhalten bleibt oder im Einzelfall davon begründet abgewichen werden kann.

### 1.1 BIOTOP-ABFLUSS-ANSATZ - LAWA

Dieser Ansatz richtet sich nach den Mindestanforderungen der standorttypischen Biozönose an den Lebensraum. Vereinfachend wird hierbei als Bewertungskriterium der Biozönose die jeweilige Leitfischart des betrachteten Fließgewässers heran gezogen.

Im Rahmen einer Abflussdynamisierung wird zwischen dem für die Gewährleistung der Durchgängigkeit definier-

ten Mindestabfluss  $Q_{\min}$  und dem in der Laich- und Entwicklungsphase einzuhaltenden Abfluss  $Q_{\min(LR)}$  zum Erhalt des Lebensraumes unterschieden.

Die für eine Beurteilung benötigten Parameter bestehen in erster Linie aus strömungsrelevanten Größen wie den mittleren Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen. Für die Ermittlung von  $Q_{\min}$  ist es zunächst erforderlich, einen für das Kriterium der Durchgängigkeit kritischen Querschnitt ("repräsentative Flachstelle", "pessimale Schnelle") zu ermitteln. Dieser wird durch die zuständige Behörde ausgewählt. Die für die jeweilige Leitfischart einzuhaltenen Mindestwassertiefen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Des Weiteren ist in dem repräsentativen Querprofil eine mittlere Fließgeschwindigkeit von  $v_m = 0,3$  m/s nicht zu unterschreiten. Hiermit soll sowohl einer potentiellen Verfüllung des Sohlsubstrates mit Feinsedimenten als auch einem Verlust an Strömungsdiversität vorgebeugt werden. Der Fließgewässercharakter soll wenigstens erhalten bleiben.

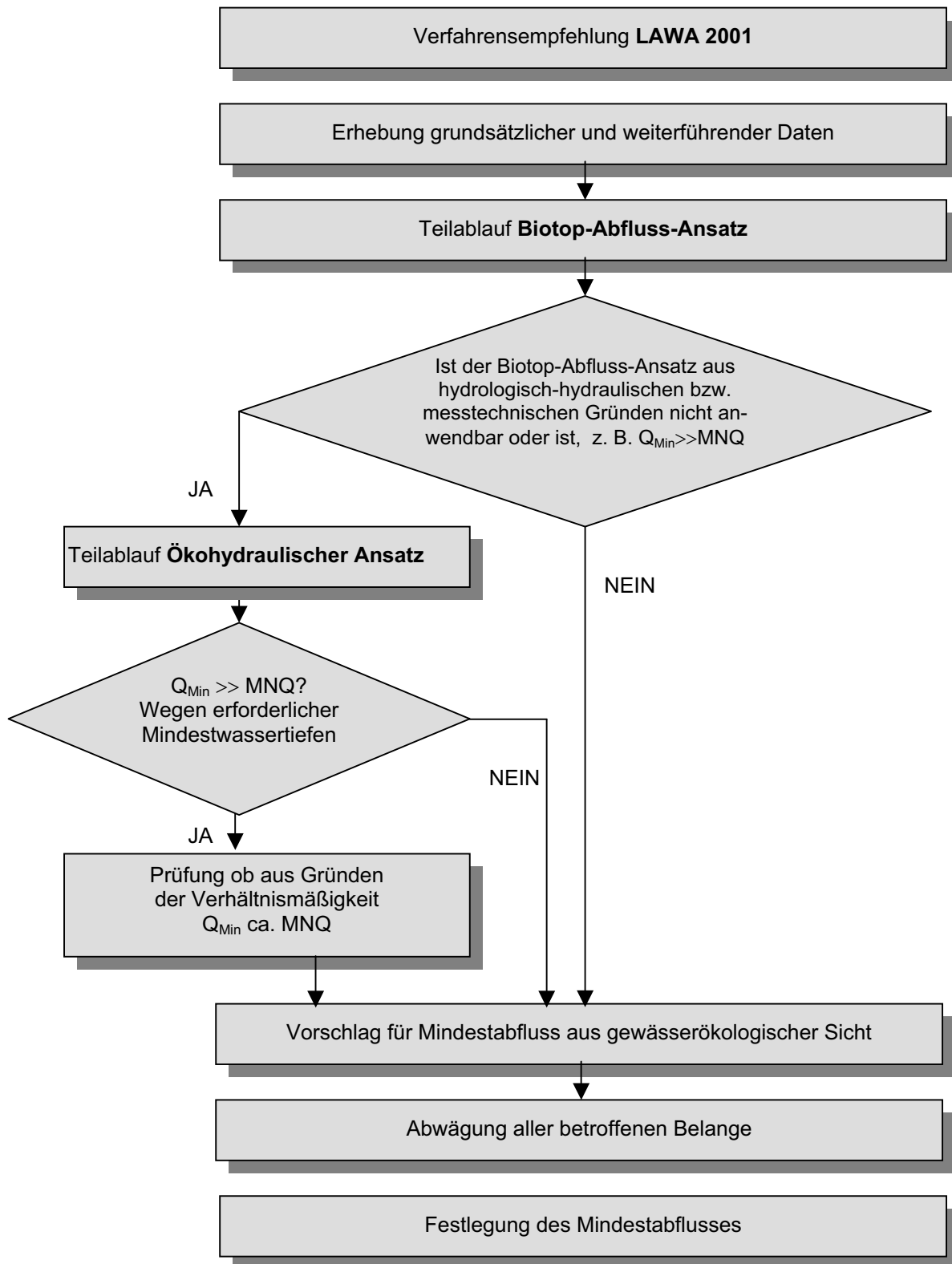


Abbildung 1: Ablaufschema zur Festlegung des Mindestabflusses nach der Vorgehensempfehlung LAWA 2001

Die für die gewässerbiozönotische Typisierung einzuhaltenden Grenzwerte sind in Tabelle 1 aufgelistet. Die in der mittleren Spalte enthaltenen Grenzwerte der mittleren Wassertiefe im Talweg  $T_{LR}$  beziehen sich auf den Zeitraum der Laich- und Entwicklungsphase der jeweiligen Fischart und bestimmen das bereits oben erwähnte  $Q_{min(LR)}$ . Während sich die Aufnahme der Größen  $Q_{min}$  und  $v_m$  auf den ausgewählten Querschnitt (repräsentative Flachstelle) beschränkt, ist die für verschiedene Niedrig-

wasserabflüsse zu ermittelnde mittlere Wassertiefe durch eine Messreihe an mehreren Querschnitten über die gesamte Länge der Ausleitungsstrecke vorzunehmen. Sämtliche Nachweise können überschlägig mit Hilfe von zu erstellenden Diagrammen durchgeführt werden. Die Abgabezeiträume für eine eventuell erforderliche Abflusssdynamisierung während der Laich- und Entwicklungsphase der verschiedenen Fischregionen sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 1: Anforderungen an die mittlere Querschnittsgeschwindigkeit und Wassertiefen für die jeweilige Fischregion nach Biotop-Abfluss Ansatz

<b>Gewässerbiozönotische Typisierung</b>	Mindesttiefe zum Erhalt der Durchgängigkeit $T_{min}$ in m	Mittlere Wassertiefe zum Erhalt des Lebensraumes im Talweg $T_{LR}$ in m	Mindestanforderung an die Mittlere Querschnittsgeschwindigkeit $V_m$ in m/s
<b>Forellenregion (Epi- und Metarhithral)</b>	≥ 0,2	≥ 0,3	≥ 0,3
<b>Äschenregion (Hyporhithral)</b>	≥ 0,2	≥ 0,5	≥ 0,3
<b>Barbenregion (Epipotamal)</b>	≥ 0,3	≥ 0,6	≥ 0,3
<b>Brachsenregion (Metapotamal)</b>	≥ 0,4	≥ 0,6	≥ 0,3

Tabelle 2: Typisierung und Dynamisierung der Mindestabgabe nach Biotop-Abfluss Ansatz

<b>Gewässerbiozönotische Typisierung</b>	Leitfischart Reproduktionszeitraum	Mindestabgabebereich $Q_{ab}$ für den jeweiligen Wasserkraftanlagenstandort Abgabezeitraum zur Abflusssdynamisierung	
		$Q_{min}$	$Q_{min(LR)}$
<b>Forellenregion (Epi- und Metarhithral)</b>	Bachforelle Oktober - Januar	Februar - September	Oktober - Januar
<b>Äschenregion (Hyporhithral)</b>	Äsche März - Mai	Juni - Februar	März - Mai
<b>Barbenregion (Epipotamal)</b>	Barbe Mai - Juli	August - April	Mai - Juli
<b>Brachsenregion (Metapotamal)</b>	Brachse Mai - Juli	August - April	Mai - Juli

Darüber hinaus sieht die Empfehlung der LAWA die Erhebung verschiedener Kenngrößen der Wasserkraftanlage und der wichtigsten Charakteristika des Gewässerabschnittes vor. Da diese Daten aber für die Bestimmung eines Mindestabflusses nicht direkt notwendig sind, werden sie hier nicht weiter betrachtet.

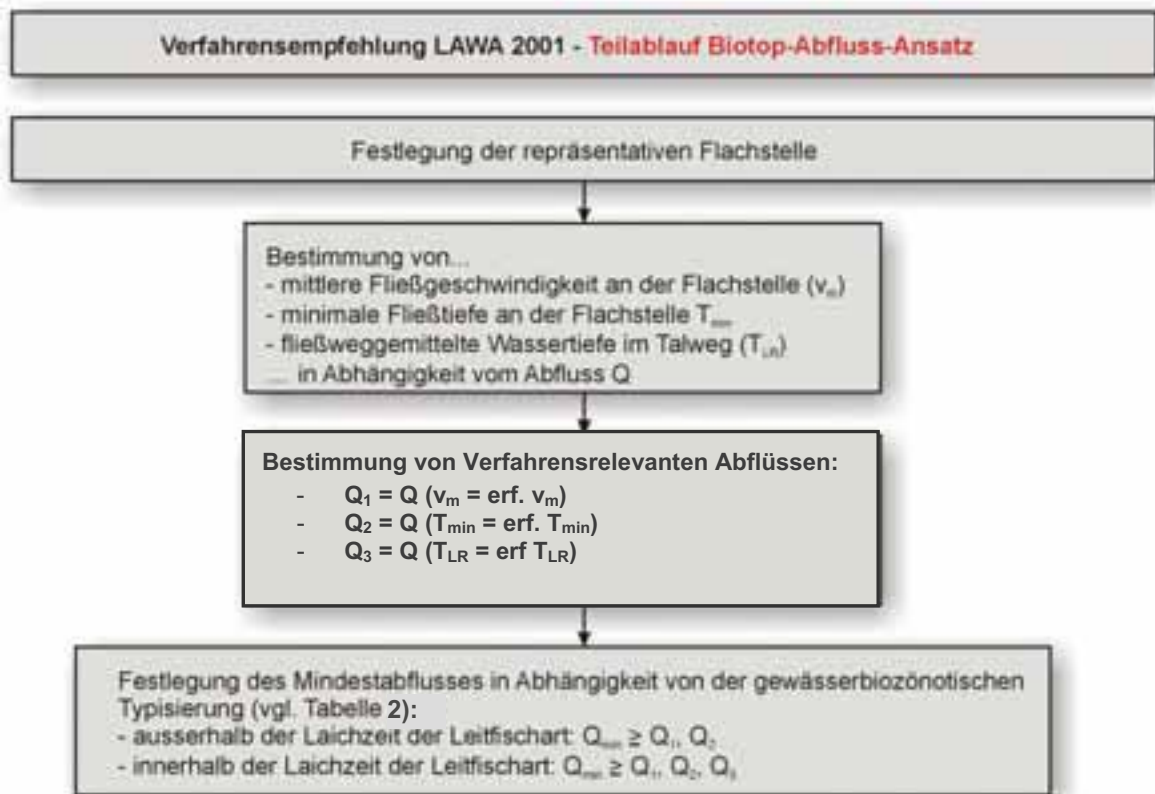


Abbildung 2: Ablaufschema Teilablauf Biotop-Abfluss-Ansatz

## 1.2 ÖKOHYDROLOGISCHER ANSATZ – LAWA

Die Ermittlung des Mindestabflusses mit Hilfe des öko-hydrologischen Ansatzes beruht in erster Linie auf den Richtwerten langjähriger hydrologischer Messreihen.

Als Orientierungswert für  $Q_{\min}$  wird der mittlere jährliche Niedrigwasserabfluss MNQ gewählt. Laut LAWA wird angenommen, dass ein Unterschreiten dieses Abflusses für die Fließgewässer durchaus eine seltene Stresssituation darstellt. Um diesen Zustand weitgehend zu vermeiden und somit eine Sicherung der standorttypischen Biotopqualität zu gewährleisten, soll sich der Mindestabfluss innerhalb der natürlichen Schwankungsbreiten bewegen. Der Orientierungswert von MNQ ist dabei während der Laich- und Entwicklungsphase der jeweiligen Fischart an die jahreszeitlichen ( $MNQ_{\text{Sommer/Winter}}$ ) und unter Umständen monatlichen Mittelwerte ( $MNQ_{\text{Monat}}$ ) der lokalen mittleren Mindestabflüsse anzupassen. Die einzige Auflage in Bezug auf abflussspezifische Parameter besteht in dem bereits im Biotop-Abfluss-Ansatz angewandten Kriterium der minimalen Wassertiefe zur Sicherung der Durchgängigkeit für Fische. Die für die jeweilige Leitfischart anzusetzenden Mindestabflüsse und einzuhalten-

den hydraulischen Randbedingungen sind in der folgenden Tabelle aufgeführt.



Tabelle 3: Dynamisierung des Mindestabflusses anhand hydrologischer Kennzahlen und an die Wassertiefe nach dem Ökohydrologischen Ansatz

<b>Gewässerbiozönotische Typisierung</b>	Leitfischart Reproduktionszeitraum	Mindesttiefe zum Erhalt der Durchgängigkeit $T_{min}$ in m	Orientierungsbereich von $Q_{min}$ für den jeweiligen Wasserkraftanlagenstandort Abgabezeitraum zur Abflussdynamisierung	
<b>Forellenregion (Epi- und Metarhithral)</b>	Bachforelle Oktober - Januar	$\geq 0,2$	MNQ: Februar - September	MNQ <sub>Winter</sub> : Oktober - Januar
<b>Äschenregion (Hyporhithral)</b>	Äsche März - Mai	$\geq 0,2$	MNQ: Juni - Februar	MNQ <sub>Sommer</sub> : März - Mai
<b>Barbenregion (Epiptamal)</b>	Barbe Mai - Juli	$\geq 0,3$	MNQ: August - April	MNQ <sub>Sommer</sub> : Mai - Juli
<b>Brachsenregion (Metapotamal)</b>	Brachse Mai - Juli	$\geq 0,4$	MNQ: August - April	MNQ <sub>Sommer</sub> : Mai - Juli

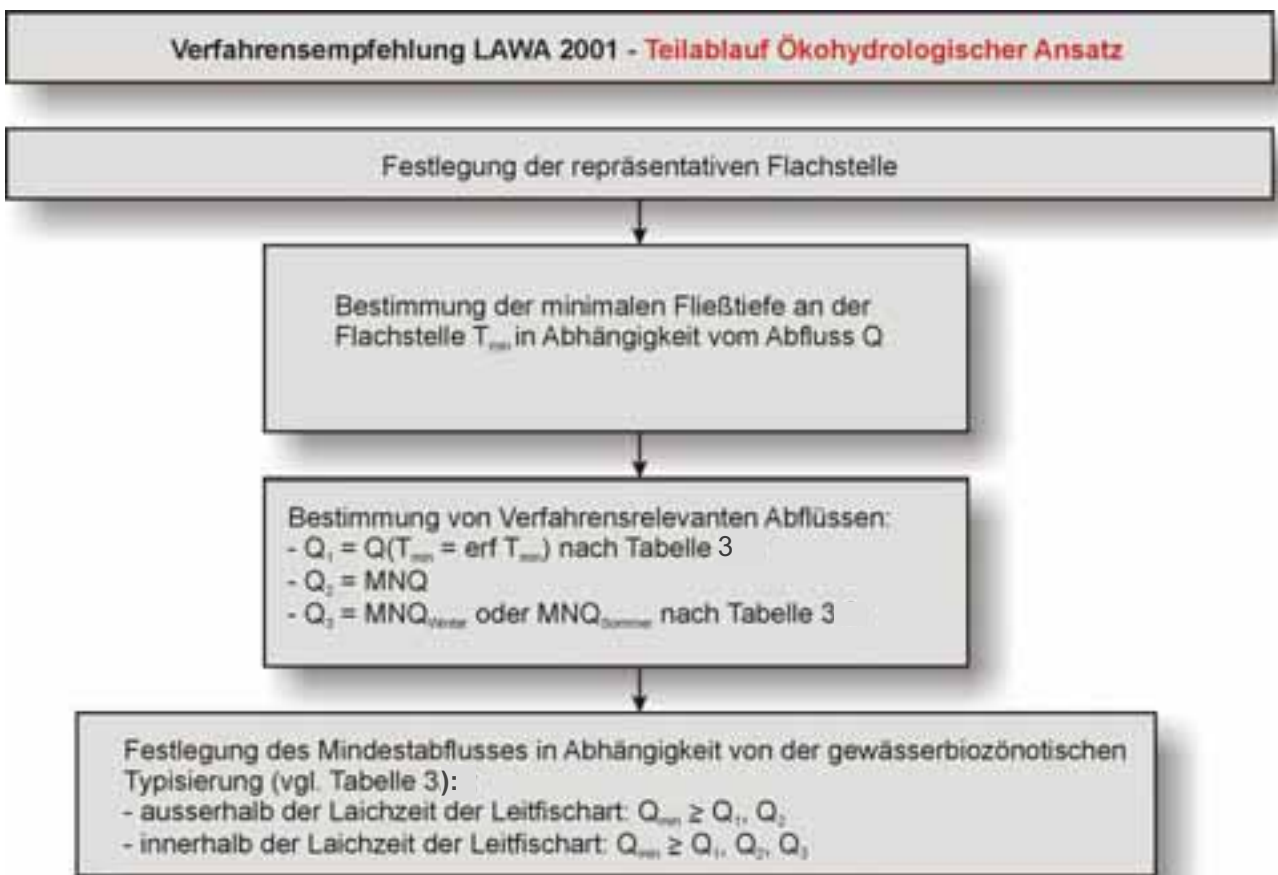


Abbildung 3: Ablaufschema Teilablauf Ökohydrologischer Ansatz

### 1.3 BEWERTUNG LAWA 2001

Die LAWA Vorgehensempfehlung zeichnet sich aus durch gut anschauliche Parameter und ein mehrstufiges Vorgehen in Abhängigkeit von der einzelfallbezogenen Messmethodik und der zu überprüfenden Plausibilität der Ergebnisse. Die Forderung der Durchgängigkeit durch die Untersuchung kritischer Stellen berücksichtigt damit implizit auch die Länge der Ausleitungsstrecke. Grundsätz-

lich ist das Verfahren eher auf mittlere und große Gewässer zu beziehen, da für kleine Gewässer des Mittelgebirges aufgrund der Forderung nach relativ großen Wassertiefen für die Durchwanderbarkeit oft große Mindestabflüsse zu fordern wären.

### Biotop-Abfluss-Ansatz

Dieses Verfahren bezieht sich wie die Vorgehensweise

bei der Ermittlung von ökologischen Kriterien in diesem Leitfaden auf die Beschreibung der ökologischen Ansprüche der standorttypischen Biozönose durch Fische als Indikatorarten und konkretisiert dies durch die jeweilige biozönotische Typisierung.

Der Biotop-Abfluss-Ansatz stellt die Faktoren Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit in den Mittelpunkt der Beurteilung, was dem Verfahren eine gute Anschaulichkeit und praktische Nachvollziehbarkeit verleiht. Die Durchgängigkeit besitzt eine herausgehobene Stellung und wird explizit bei der Wahl der zulässigen Parametergrenzen berücksichtigt. Die jeweiligen Grenzwerte für die Mindestwerte und die minimale Fließgeschwindigkeit wurden nach den Bedürfnissen der jeweiligen Biozönose des Gewässers ausgerichtet und sind indirekt abgeleitet.

Diese decken sich jedoch für Niedrigwassersituationen bei kleinen Gewässern nicht mit den tatsächlich anzutreffenden ökohydraulischen Größen, ihre pauschale Eignung als ökologisches Qualitätskriterium ist daher im *konzeptuellen* Sinn zu überprüfen.

Die biozönotische Einordnung bietet die Grundlage für die Bewertung der hydraulisch-morphologischen Parameter. Somit ist die Festlegung des Mindestabflusses nach dem Biotop-Abfluss-Modell indirekt an einen bestimmten Gewässertypen gekoppelt, der gewisse, für ihn typische morphologische Merkmale aufweist. Für größere Gewässer ergibt dieses Verfahren durchaus plausible Resultate, da an diesen Gewässern die Durchwanderbarkeitskriterien bei Niedrigwasserabflüssen geringere Bedeutung bekommen.

Bei den kleineren Gewässern kommt hinzu, dass in strukturreichen Fließgewässern aus hydraulischen Gründen die durchwanderbarkeitskritische Wassertiefe bei Niedrigwasser stark unterproportional zum Abfluss ist. Daher wird als zweites Kriterium die mittlere Fließgeschwindigkeit an der pessimalen Stelle überprüft. Damit wird wenigstens der Fließgewässercharakter ansatzweise sichergestellt. Um in rhithralen Bereichen, insbesondere im Meta- und Epirhithral, hinreichend große Wassertiefen zu verwirklichen, müsste der Abfluss so stark erhöht werden, dass die ökologische Plausibilität aufgrund der hydrologi-

schen Randbedingungen bereits ohne jegliche Wasserentnahme nicht mehr begründet ist. Dies wirkt sich besonders bei gering strukturierten Gewässerstrecken aus.

Für kleine Gewässer wird die so formulierte Forderung nach der Durchgängigkeit die Festlegung des Mindestabflusses dominieren. Bei Werten über dem MQ wird auf den ökohydrologischen Ansatz verwiesen, der jedoch auch für diesen Fall keine weitere abgestufte Vorgehensweise empfiehlt.

### Ökohydrologischer Ansatz

Bei der Bestimmung eines Mindestabflusses nach der Empfehlung der LAWA wird im ökohydrologischen Ansatz zunächst ein Orientierungswert festgelegt. Dieser erste Anhaltspunkt für den Mindestabfluss wird bei dem Verfahren mindestens mit dem MNQ-Wert des Gebietes gewählt. Dieser Mindestabfluss ist Bedarfsweise soweit zu erhöhen, bis die Durchgängigkeit im Sinne der Durchwanderbarkeit der jeweiligen Leitfischart eingehalten wird. Auch dieses Verfahren besitzt wie der Biotop-Abfluss-Ansatz eine gute Anschaulichkeit und Nachvollziehbarkeit der verwendeten Parameter. Die explizite und vom Gewässertyp unabhängige Forderung nach der dauerhaften Durchgängigkeit ergibt jedoch ebenso wie beim Biotop-Abfluss-Ansatz für kleinere Gewässer sehr hohe Werte. Die Lösung dieses Problems, das durch die entsprechende ökologische Hypothese der dauerhaft durchwanderbaren Gewässer hervorgerufen wird, lässt sich nicht durch weitere Verfahrensschritte klären.

Die Unterscheidung nach Hochwasser- und Niedrigwasserdynamik sowie deren Wirkung sowohl auf abiotische ökohydraulische Größen wie Wassertiefen, Wasserspiegelnbreiten oder Fließgeschwindigkeiten als auch auf biotische ökologische Faktoren ist bisher nicht abschließend geklärt. In naturnahen Gewässern ohne Wasserentnahme besitzt die Hochwasserdynamik sowohl bezüglich des Abflusses als auch der o.g. ökohydraulischen Parameter eine wesentlich größere Ausprägung.

Die Hypothese, dass Abflüsse unterhalb des jährlichen mittleren Niedrigwasserabflusses MNQ prinzipiell als Stresssituation aufzufassen sind, muss aufgrund einer Reihe von Ergebnissen zur Abflussabhängigkeit des *Makro-*

*zoobenthos* für dieses bezweifelt werden (Mock et al. 1996).

## 2 HABITAT-PROGNOSE MODELL (HPM)

Das **Habitat-Prognose-Modell** (HPM) nach DVWK-Schrift 123 wurde entwickelt mit dem Ziel, einfach und schnell einen ökologisch begründeten Mindestabfluss festlegen zu können. Dabei wird methodisch als Indikator das *Makrozoobenthos* und dessen Abhängigkeit von den sohlennahen Strömungsverhältnissen durch Korrelation mit Präferenzfunktionen herangezogen [SCHERER 1999]. Das HPM sagt für auszuwählende Abflüsse die biozönotischen Parameter unter Berücksichtigung gewässerspezifischer Kennwerte voraus.

Es beruht im Kern auf folgenden Arbeitsschritten:

- Abfluss- und morphologieabhängige Beschreibung des sohlennahen Strömungsfelds
- Auswahl einer empirischen Korrelation zwischen Strömung und Abundanz einer oder mehrerer repräsentativer Arten bzw. Strömungspräferenztypen
- Integration der Strömungscharakteristika mit entsprechenden Abundanzen zu einer mittleren abflussabhängigen Abundanz entsprechend betrachteter Art bzw. Strömungspräferenztyps

Diese Methode beruht auf der Annahme, dass die Abundanzen der Organismen geprägt sind durch die abflussabhängige Strömung.

Das HPM verwendet zur Beschreibung der Strömungsverhältnisse die FST-Halbkugel-Methode. Dabei wird eine Grundplatte waagrecht auf der Gewässersohle aufgebracht und mit einer Halbkugel belegt (Radius 3,8 cm). Es existieren eine Reihe von Halbkugeln unterschiedlicher Dichte, die entsprechend bei unterschiedlichen Strömungsbelastungen abgetrieben werden. Als Maß für die Strömungsbelastung wird die Halbkugel gewählt, die gerade noch abgetrieben wird.

Die Anwendung der FST-Methode zur hydraulischen Charakterisierung der Gewässer unterliegt einigen Einschränkungen bei der Mindestabflussproblematik. Es ist anhand der Literatur nachweislich, dass die Halbkugel zur

Vermeidung von Froude-Effekten durch Oberflächenwellen eine Überdeckung von mind. 12 cm erfordert, um reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen [DITTRICH & SCHERER 1996, SCHERER 1999]. Außerdem kann mit der Methode nur dort gemessen werden, wo auch die Grundplatte in das Gewässer eingebracht werden kann.

Die Ergebnisse werden mit Hilfe von entsprechender Software [SCHERER 1999, DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURTECHNIK, 1999], welche die modellierten Halbkugelverteilungen direkt mit den relevanten Präferenzkurven koppelt, berechnet.

Um eine ausreichende Prognosesicherheit zu gewährleisten, war im Rahmen der mathematischen Modellierung unter direkter Einbeziehung der maßgebenden morphologischen Kenngrößen eine Gewässertypisierung erforderlich (vgl. Tabelle 4). Der Grund hierfür lag in einer unterschiedlichen Gewichtung der Kenngrößeneinflüsse innerhalb bestimmter Intervalle. Die Auswahl des für ein untersuchtes Gewässer zutreffenden Teilmodells erfolgt durch die Software. Die für das Teilmodell erforderlichen Gleichungen wurden mit dem Programm "SYSTAT" unter Verwendung einer nicht linearen, multiplen Regression bestimmt.

Während sämtlicher Versuchsreihen bestand eine signifikante Abhängigkeit des Driftverhaltens der Halbkugeln bezüglich der Morphologie der jeweiligen Gewässersohle.

So konnte beobachtet werden, dass bei größeren Rauheitselementen aufgrund der turbulenzabschirmenden Wirkung deutlich höhere Strömungskräfte erforderlich waren, um eine Halbkugel gleicher Dichte zu bewegen. Nach einem üblichen Ansatz kann die äquivalente Kornrauheit  $k_s$  durch den charakteristischen Korndurchmesser  $d_{90}$  beschrieben werden. Da die während der Versuchsreihen ermittelten Strickler-Werte  $k_{st}$  unrealistisch waren, wurde der  $d_{90}$  als Parameter zur Berücksichtigung der Rauheit bei der Erstellung übernommen.

Tabelle 4: Typisierung der Ausleitungsstrecken anhand morphologischer Parameter

Typ	I	II	III		IV	
			Gebirgsbäche		Sandbäche	Schotterflüsse
$d_{84} / d_{16}$	$d_{84} / d_{16} < 6,5$	$d_{84} / d_{16} < 6,5$	$d_{84} / d_{16} < 6,5$		$d_{84} / d_{16} < 3,5$	$d_{84} / d_{16} < 5$
Untertyp			III a	III b	IV a	IV b
E	$E > 4$	$1 < E < 4$	$E > 1,5$	$E < 1,5$	$E < 0,5$	$E < 1$
Bemerkung			Längszonierung dominierend	Querzonierung dominierend		

Neben der definierten Kornrauheit spielen auch die so genannte Form- und Systemrauheit eine entscheidende Rolle in der sohlennahen Strömungscharakteristik eines Gewässers. Mit Formrauheit sind in diesem Leitfaden die Vergesellschaftungen einzelner Rauheitselemente zu so genannten "Clustern" angesprochen. Diese Cluster bilden Elemente der Formrauheit in der Größenordnung der 0,01 bis 1-fache der Gewässerbreite. Verlaufen die ausgebildeten Strukturen eher längsförmig über einen Gewässerabschnitt, wird dies im Folgenden als Systemrauheit bezeichnet.

Hierbei sind Elemente gemeint, die in ihrer Ausprägung zu den in einem Gewässer größten vorkommenden Rauheitselementen gehören. Sie haben eine Größenordnung von ungefähr dem 0,1 bis 10-fachen der Gewässerbreite. Die Größenordnung des Abflusses und die angesprochene Sohlstruktur haben bei einer auf die Fläche bezogenen Betrachtung einen großen Einfluss auf die Variabilität des Strömungsmusters und somit auf die für einen gesamten Gewässerabschnitt zu erwartende Halbkugelverteilung.

So können besonders bei kleinen Abflüssen bereits gering ausgebildete Formrauheiten zur Bildung ausgeprägter Furt-Kolk- (engl. riffle-pool) Sequenzen führen. Der Wechsel zwischen frei fließenden, häufig kritischen Abflüssen und mehr oder weniger rückgestauten Fließabschnitten besitzt einen deutlichen Einfluss auf die sohlennahen Strömungskräfte. Im Rahmen des mathematischen Modells wird diese Einflussgrößen durch den Parameter "E" quantitativ erfasst. Dieser beschreibt das Verhältnis rückgestauter zu frei fließender Strecke. Demnach benötigt man bei der Anwendung die in Tabelle C 5 aufgeführten Parameter.

Die durchzuführenden Feldmessungen beschränken sich zunächst auf die Bestimmung der Kornrauheit und das Spektrum der Korngrößenverteilung. Hierzu werden detaillierte Bodenproben aus der Sohle und der Deckschicht bzw. aus der obersten Schicht genommen. Bei Gewässerabschnitten mit sehr großem Sohlmaterial sind Linienzahlanalysen anzuwenden.

Bei der Erfassung des Parameters E, welcher die Systemgeometrie eines Gewässerabschnittes widerspiegelt, wird mit Hilfe eines Theodoliten der Talweg vermessen. Die zu vermessende Strecke sollte mindestens das 30-fache der mittleren Gewässerbreite betragen. Im Längsschnitt werden dann die relativen Maxima im Sohlenhöhenverlauf markiert und jeweils eine horizontale Linie zwischen diesem und dem oberstrom befindlichen Teil des Längsprofils gezogen. Die Summe dieser Teilstrecken ist ein Maß für den rückgestauten Bereich eines Gewässerabschnittes. Der Parameter E ist dann der Koeffizient aus rückgestauter zu frei fließender Strecke.

Alternativ zeigt die Erfahrung, dass bei *geringen* Durchflüssen die frei fließenden und die rückgestauten Längen visuell eingeteilt werden können. Es hat sich gezeigt, dass bei Ausleitungsstrecken mit reiner Sandsohle mehrere Abflüsse eingestellt und bestimmt werden müssen. Des Weiteren muss im Zuge dieser Abflussmessungen die mittlere Wasserspiegelbreite bestimmt werden.

Tabelle 5: Morphologische Parameter (nach DVWK 1999)

Parameter	Beschreibung	kennzeichnend für
reine Sandsohle		Morphologie
E	Rückgestaute Strecke/freifließende Strecke	Systemgeometrie
d50	Charakteristischer Korndurchmesser des Sohlenmaterials	Kornrauheit der Sohle
d84/d16	Charakteristischer Korndurchmesser des Sohlenmaterials	Spektrum der Korngrößenverteilung
B	Wasserspiegelbreite	Systemgeometrie
p	Windungsgrad	Systemgeometrie

Dazu ist die Wasserspiegelbreite an 20 Querprofilen zu messen und der Mittelwert zu bilden.

Bei Einhaltung der in Tabelle 6 aufgeführten Parametergrenzen kann das Programm grundsätzlich bei allen kleineren und mittleren Fließgewässern bedenkenlos genutzt werden.

Tabelle 6: Anwendungsbereich des HPM

<b>Systemgeometrie</b>	E =	0,1 - 11
<b>Kornrauheit</b>	d <sub>50</sub> =	0,1 - 150 mm
<b>Korngrößenspektrum</b>	d <sub>84</sub> /d <sub>16</sub> =	0,5 - 20
<b>Gefälle</b>	l =	0,001 - 0,05
<b>Breite</b>	B =	2 - 30 m
<b>Windungsgrad</b>	p =	1,0 - 1,9

Tabelle 7: Anwendung des HPM

*Anwendung Habitat-Prognose-Modell*

---


Auswahl einer repräsentativen Teilstrecke innerhalb der Ausleitungsstrecke

---

Erhebung morphologischer Eingangsparameter (Systemgeometrie, Kornrauheit, Gefälle, Breite, Windungsgrad)


---

**Eingabe der morphologischen Daten in das Programm**



---

**Eingabe von Abflüssen**



---

Eingabe eines Individuums eines jeden Präferenztyps

---

Prognostizierte Halbkugelverteilung drückt die Häufigkeit bestimmter Strömungsbereiche aus

---

Prognostizierte Individuenhäufigkeit ist Grundlage zur Bestimmung des Mindestabflusses



## Beurteilung des HPM

Die FST-Methode ist sehr gut geeignet, neben den Strömungskräften aufgrund von Anströmungen auch verschiedene Effekte der Turbulenz wie bspw. Druckschwankungen zu erfassen. Eine Korrelation mit der mittleren Sohlschubspannung ist durchführbar, sie ist bei gleicher relativer Rauheit und ab einer hinreichenden Wassertiefe abfluss- oder gewässerübergreifend gültig. Dabei werden mit der FST-Methode nicht die mittleren Verhältnisse, sondern vielmehr die Extremwerte, die zum Bewegungsbeginn der Halbkugel führt, als maßgebliche Strömungsgrößen erfasst.

Die hinter der Anwendung dieser Methode stehende ökologische Begründung fußt auf der Hypothese, dass die Strömung der maßgebliche (abiotische) Faktor für die Verbreitung der Organismen ist. Aus allgemeiner limnologischer Sicht ist dies unvollständig, da Substratbeschaffenheit und Stoffhaushalt zumindest gleichwertige, wenn nicht sogar wichtigere Faktoren sind. Für die konkrete Problematik des Mindestabflusses ist das hydraulische Nischenkonzept vermutlich überwiegend richtig, da andere ökologische Faktoren bzw. Faktorenkomplexe bei Niedrigwasser eine geringe Abflussabhängigkeit besitzen können.

Der HPM-Ansatz berücksichtigt weder die Durchwanderbarkeit noch die Habitatqualität der Ausleitungsstrecke für Fische, da er sich nur auf Arten des Makrozoobenthos als Indikatoren bezieht. Der HPM-Ansatz wird derzeit auch auf die Fische ausgedehnt.

In vielen Fällen dürften aufgrund der schwach abflussabhängigen ökohydraulischen Verhältnisse keine sprunghaften oder stark abflussabhängigen Habitatverteilungen auftreten. Vielmehr sind die Übergänge zwischen den verschiedenen Abflüssen durchweg kontinuierlich.

Ausgehend von der Arbeitshypothese, den Mindestabfluss an abflussabhängig signifikant diskontinuierlichen oder stark veränderlichen Habitatverteilungen abzuleiten, kann mit dieser Vorgehensweise kein Mindestabfluss festgelegt werden. Es bleibt vielmehr dem jeweiligen Bearbeiter überlassen, anhand einer Referenzsituation für den Abfluss und die sich gegenüber diesem Zustand ändernde

Habitatverteilung eine subjektiv geprägte Wahl des Mindestabflusses zu treffen. Dies steht nicht im Gegensatz zu den Ergebnissen der ökologisch abgeleiteten Vorgehensansätzen. Diese bestätigen einen langsamen und kontinuierlichen Übergang typischer ökohydraulischer habitatbeschreibender Parameter wie z. B. Wassertiefe, Wasserspiegelbreite oder Fließgeschwindigkeit bei Abflussreduktionen. Es wäre für eine breite Anwendung des HPM erforderlich, einen typischen Referenzabfluss in Bezug auf das ungestörte Abflussregime und ein zulässiges Abweichungsmaß zu definieren, da ansonsten das Vorgehen zu stark angreifbar ist. Aus Verfahrenserprobungen lässt sich ableiten, dass die Methode nur bei klaren Vorgaben und geringen Interpretationsspielräumen zu verwertbaren Ergebnissen kommt.

### 3 HESSISCHE REGELUNG

Die Festlegung eines Mindestabflusses nach dem Erlass des hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit von 1996 geschieht unter Anwendung von Formblättern. Der Orientierungswert für den Mindestabfluss  $Q_{\min}$  wird hauptsächlich aufgrund nachfolgender Faktoren bestimmt:

- Einzugsgebietsgröße
- Art der Abflussdauerlinie
- Ausgewählte Strukturparameter der Ausleitungsstrecke und des Betriebsgrabens
- verschiedene Sonder- oder Einzelkriterien wie Durchwanderbarkeitsbauwerke.

Der einzugsgebietsabhängige Orientierungswert (siehe Tabelle 8) wird durch Zu- oder Abschläge im Bereich von maximal 50 % seines Wertes variiert. Dieser Wert richtet sich vornehmlich nach dem Zustand der Ausleitungsstrecke und dem Betriebsgraben in Hinsicht auf Beschattung, Ufer- und Sohlstruktur.

$$Q_{\min} = Q_{\text{Orientierungswert}} \cdot (1 \pm \text{Zu- bzw. Abschläge})$$

$Q_{\min}$  Mindestabfluss

$Q_{\text{O-wert}}$  Orientierungswert des Mindestabflusses

Zu- bzw. Abschläge - Veränderungen des Orientierungswertes mit maximal +/- 50 %

Tabelle 8: Orientierungswerte für  $Q_{min}$  nach dem Erlass des Landes Hessen

Einzugsgebietsgröße $A_E$	Orientierungswert $Q_{min}$
$< 20 \text{ km}^2$	9/10 MNQ = 0,90 MNQ
$20 \text{ km}^2 < A_E < 50 \text{ km}^2$	1/2 MNQ = 0,50 MNQ
$> 50 \text{ km}^2$	1/3 MNQ = 0,33 MNQ

### Beurteilung des hessischen Vorgehens

Die aktuelle hessische Regelung wurde aufgrund einer umfangreichen ökologischen Untersuchung zu Hydraulik, Morphologie und Makrozoobenthoszönosen an hessischen Mittelgebirgsgewässern abgeleitet [MOCK ET AL. 1996]. Bis auf die Salz [VOGELSBERG] waren keine Gewässer mit dem im Schwarzwald häufig anzutreffenden morphologischen Typ der Kaskadensysteme vergleichbar. Bemerkenswerterweise war gerade die Salz mit einer überdurchschnittlichen guten Gewässerstrukturgüte ausgestattet und wies daher eine geringe Abflussabhängigkeit der biozönotischen Verhältnisse bei Niedrigwasser auf. Die sonstigen in Hessen untersuchten Gewässer sind eher den morphologischen Typen von Gewässern mit Abfolgen aus Kolken (Stillen, Gumpen) und Querbänken (Furten, Rauschen, Schnellen) ähnlich. Größere Gewässer wurden in den Naturmessungen nicht explizit betrachtet. Die Ergebnisse, die eine starke Abhängigkeit des Mindestabflusses von der Gewässerstruktur zeigten, dürften aber auch für Gewässer dieser Größen gelten.

Die im hessischen Erlass formulierte einzugsgebietsabhängigen Aufschläge zum Mindestabfluss bei kleinen Einzugsgebieten lassen sich nicht direkt aus wissenschaftlichen Studien ableiten, sondern begründen sich aus einer auf dem Vorsorgeprinzip fußenden Überlegung. Darüber hinaus kommt es zu Anpassungen, die sich nach dem strukturellen Zustand der Ausleitungsstrecke und des Betriebsgrabens richten. So kann es bei bestimmten lokalen Verhältnissen zu Zu- und Abschlägen von bis zu 50 % des Orientierungswertes kommen.

Im Gegensatz vielen anderen Festlegungsempfehlungen wird im Erlass des Landes Hessen auch die Strukturgüte des Betriebsgrabens bei der Bewertung der gewässerökologischen Verhältnisse herangezogen. Dabei wirkt sich eine geringe Strukturgüte von Ausleitungsstrecke oder Betriebsgraben im Sinne einer gesamtheitlichen Sicht min-

destabflusserhöhend aus.

Hohe Mindestabflüsse an den kleineren Gewässern liegen an dem relativ hohen Orientierungswert von 9/10 MNQ für Einzugsgebiete kleiner  $20 \text{ km}^2$ .

Aspekte der Durchwanderbarkeit wurden im hessischen Verfahren ebenfalls berücksichtigt, sie sind für die abschließende Festlegung der Zu- und Abschläge relevant. Gegenüber anderen Gesichtspunkten wie Gewässerstruktur oder Abflusstyp besitzen sie eine eher nachgeordnete Bedeutung.

### 4 ERSATZABFLUSSPENDE

Die Wahl einer Ersatzabflusspende stellt die wohl einfachste Vorgehensweise zur Ermittlung eines Mindestabflusses dar. Für diese Vorgehensweise wird lediglich die Einzugsgebietsgröße an der Ausleitungsstelle benötigt. Als Wert für die Ersatzabflusspende wurde für die praktische Erprobung ein Wert von  $2 \text{ l/(s km}^2)$  gewählt. Er dient ergänzend zur Verdeutlichung, wie die Ergebnisse der übrigen Vorgehensweisen in Bezug zu einer festen absoluten Abflusspende einzuordnen sind.

Eine Ersatzabflusspende ist insbesondere in den Fällen anwendbar, in denen eine erste stark vereinfachende Abschätzung des Mindestabflusses, z. B. im Rahmen von Vorplanungen, erforderlich ist.

#### Beurteilung der Ersatzabflusspende

Bei diesem Ansatz wird eine konstante Abflusspende vorgegeben. Somit ist der Mindestabfluss nur von der Größe des Einzugsgebietes  $A_E$  abhängig. Je größer dieses ist, desto mehr Wasser muss der Betreiber in die Ausleitungsstrecke abgeben. Dieser Ansatz lässt den zweifellos erheblichen Einfluss der Gewässerstruktur unberücksichtigt. Auch die geforderte Erhaltung der Durchwanderbarkeit des Fließgewässers wird nicht berücksichtigt.

Als erste und vorläufige Abschätzung eines Mindestabflusses kann diese Vorgehensweise zwar bei Kenntnis typischer Mindestabflusspenden an sich ähnelnden Gewässern angewendet werden, muss aber bei weiterer Konkretisierung u. U. erheblich korrigiert werden.



# Anhang 6

## FORMBLÄTTER

Die beigefügten Formblätter haben sich in der praktischen Anwendung bei den durchgeführten Dotationsversuchen bewährt:

- Festlegung des Mindestabflusses
  - 1 Grundlagen der Festlegung des Mindestabflusses
  - 2 Festlegung der hydrologischen Kennwerte
- Erfolgskontrolle
  - 3 Dokumentation einer durchgeführten Erfolgskontrolle
- Protokollierung wichtiger Messwerte bei Dotationsversuchen
  - 4 To-Do-Liste
  - 5 Temporärpegelablesungen
  - 6 Querprofilnivellement

### Hinweise:

Die Formblätter für die Dotationsversuche sollten möglichst durchnummeriert und zu einem festen Heft zusammengebunden werden. Hierdurch entsteht ein Feldbuch, in das alle für die Strecke relevanten Daten eingetragen werden können.

Die Eintragung der verwendeten Zeit (Sommer- oder Winterzeit) ist nur erforderlich, wenn später evtl. auf Mitschriebe mit abweichenden Zeitskalierungen (z. B. Pegelmitschriebe in UT, automatische Aufzeichnungsgeräte ohne Unterscheidung nach Sommer- und Winterzeit) zurückgegriffen werden muss.

Die Formblätter 4 bis 6 kommen bei der Durchführung von Dotationsversuchen zum Einsatz. Einen Überblick über die durchzuführenden Arbeiten gibt dabei das Formblatt 4. In Form einer To-Do-Liste wird hier jeweils der zuständige Bearbeiter vermerkt, der genaue Einsatzort sowie das Einsatzdatum und ein Erledigt-Vermerk.

### Formblatt 5

Um Wasserstands- bzw. Abflussschwankungen während der Dotationsversuche dokumentieren zu können, sollte das Formblatt 6 in Verbindung mit Temporärpegeln zum Einsatz kommen. Die sog. Temporärpegel werden i. d. R. nur für den Zeitraum des Versuches gesetzt. Sie sollten relativ zum Messort sowohl im entfernten als auch im unmittelbaren Ober- und Unterwasser gesetzt werden. Für jeden Temporärpegel sollte ein extra Formblatt geführt werden. Um mit möglichst einfachen Mittel arbeiten zu können, sollten die Temporärpegel normale Stahlstangen sein (Durchmesser ca. 0,8 cm), die dann mit einem Hammer in die Sohle tief genug eingebracht werden, um dem Strömungsangriff standzuhalten. In das Formblatt 5 werden dann bei jeder Ablesung folgende Eintragungen gemacht:

- Datum (günstig ist dabei das Format dd-mm-jj, da bei einer Übertragung auf EDV leicht eine chronologische Sortierung gemacht werden kann)
- Uhrzeit der Ablesung mit Angabe von Sommerzeit (MESZ) oder Winterzeit (MEZ). Diese Angabe kann bei langfristigen Dotationsversuchen wichtig sein!
- Messwert  $\Delta z$ . Hiermit ist der Abstand von der Oberkante des Temporärpegels bis zum Wasserstand gemeint.
- Kommentar; hier können Besonderheiten (z. B. Wellengang, Manipulation am Pegel, o. ä.) vermerkt werden.

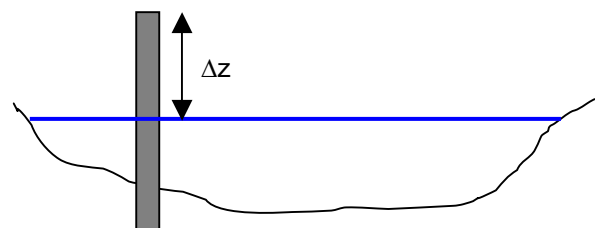


Abbildung 1: Skizze eines Temporärpegels mit Definition der Ablesung  $\Delta z$

## Formblatt 6

Dieses Formblatt dient der Notation der Ablesungen bei der Durchführung eines Querprofilnivellements.

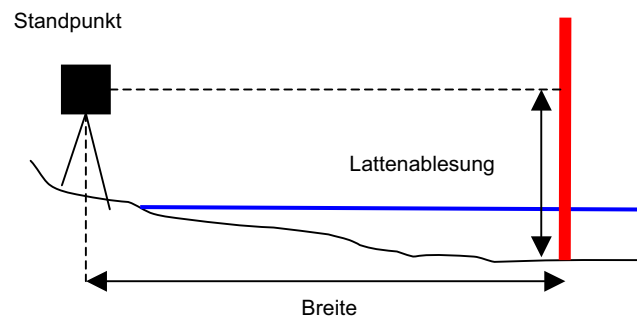


Abbildung 2: Skizze mit Definition der in das Formblatt einzutragenden Messwerte



**FORMBLATT 1: GRUNDLAGEN DER FESTLEGUNG DES MINDESTABFLUSSES**

<b>Wasserkraftanlage</b>		
<b>Gewässer</b>		
<b>Eigentümer der Anlage</b>		
<b>Parameter</b>	<b>Wert</b>	<b>Datenquelle</b>
<b><i>Hydrologische Daten</i></b>		
Einzugsgebiet	km <sup>2</sup>	
MNQ	m <sup>3</sup> /s	
MQ	m <sup>3</sup> /s	
Ausbaudurchfluss	m <sup>3</sup> /s	
<b><i>Wasserentnahme</i></b>		
Stau	<input type="checkbox"/> ja: Stauhöhe bei NW: m <input type="checkbox"/> nein	
bewegliche Verschlüsse	<input type="checkbox"/> ja, automatisiert <input type="checkbox"/> ja, manuell <input type="checkbox"/> nein	
Verschlussöffnungsgrad reproduzierbar	<input type="checkbox"/> ja: Methode: <input type="checkbox"/> nein	
<b><i>Durchgängigkeitsbauwerk</i></b>		
vorhanden	<input type="checkbox"/> ja Lage: Bauweise: <input type="checkbox"/> nein	
Abfluss	m <sup>3</sup> /s	
Leitströmung	<input type="checkbox"/> ausreichend <input type="checkbox"/> nicht ausreichend	
Anbindung zum Unterwasser	<input type="checkbox"/> ausreichend <input type="checkbox"/> nicht ausreichend	
Passierbarkeit im Bauwerk	<input type="checkbox"/> ausreichend <input type="checkbox"/> nicht ausreichend	
Anbindung zum Oberwasser	<input type="checkbox"/> ausreichend <input type="checkbox"/> nicht ausreichend	
Funktionsfähigkeit	<input type="checkbox"/> k. A. <input type="checkbox"/> mit Einschränkung <input type="checkbox"/> gut <input type="checkbox"/> nein	
Bedarfsweise: Mängel und Verbesserungsvorschläge:		

**FORMBLATT 2: FESTLEGUNG DER HYDROLOGISCHEN KENNWERTE**

<input type="checkbox"/> <b>Fall A: Nähe zu Pegel</b>		
Gewässer		
Pegel		
Einzugsgebiet	km <sup>2</sup>	
MNQ	m <sup>3</sup> /s	
MQ	m <sup>3</sup> /s	
<input type="checkbox"/> <b>Fall B: Zwischen zwei Pegeln</b>		
Gewässer		
Pegel 1		
Einzugsgebiet 1	km <sup>2</sup>	
MNQ <sub>1</sub>	m <sup>3</sup> /s	
MQ <sub>1</sub>	m <sup>3</sup> /s	
MNq <sub>1</sub>	l/(s km <sup>2</sup> )	
Mq <sub>1</sub>	l/(s km <sup>2</sup> )	
Pegel 2		
Einzugsgebiet 2	km <sup>2</sup>	
MNQ <sub>2</sub>	m <sup>3</sup> /s	
MQ <sub>2</sub>	m <sup>3</sup> /s	
MNq <sub>2</sub>	l/(s km <sup>2</sup> )	
Mq <sub>2</sub>	l/(s km <sup>2</sup> )	
Ergebnis WKA		
MNq	l/(s km <sup>2</sup> )	
Mq	l/(s km <sup>2</sup> )	
<input type="checkbox"/> <b>Fall C: Nur ein Pegel</b>		
Gewässer		
Pegel		
Einzugsgebiet	km <sup>2</sup>	
MNQ	m <sup>3</sup> /s	
MQ	m <sup>3</sup> /s	
MNq	l/(s km <sup>2</sup> )	
Mq	l/(s km <sup>2</sup> )	
Ergebnis WKA		
MNq	l/(s km <sup>2</sup> )	
Mq	l/(s km <sup>2</sup> )	
<input type="checkbox"/> <b>Fall D: kein Pegel</b>	Sonderberechnung auf Beiblättern	

FORMBLATT 3: DOKUMENTATION EINER DURCHGEFÜHRTEN ERFOLGSKONTROLLE

<b>Wasserkraftanlage</b>		
<b>Gewässer</b>		
<b>Eigentümer der Anlage</b>		
<b>Datum, Uhrzeit</b>		
<b>Sachbearbeiter</b>		
<b>Kontrollwerte</b>		<b>Dokumentation, Bemerkungen</b>
<b>Abflusskontrolleinrichtung</b>	<input type="checkbox"/> funktionstüchtig <input type="checkbox"/> nicht funktionstüchtig	
<b>Oberwasser</b> <input type="checkbox"/> Pegellatte <input type="checkbox"/> automatischer Mitschrieb <input type="checkbox"/> Eichmarke	Soll: Ist: <input type="checkbox"/> ausreichend <input type="checkbox"/> nicht ausreichend	
<b>Unterwasser</b> <input type="checkbox"/> Pegellatte <input type="checkbox"/> automatischer Mitschrieb	Soll: Ist: <input type="checkbox"/> ausreichend <input type="checkbox"/> nicht ausreichend	
<b>Durchflussfläche</b>	<input type="checkbox"/> ausreichend <input type="checkbox"/> nicht ausreichend	
<b>Funktionsfähigkeit der Ausleitungsstrecke</b>	<input type="checkbox"/> gegeben <input type="checkbox"/> nicht gegeben	
Benetzungsfläche	<input type="checkbox"/> ausreichend <input type="checkbox"/> nicht ausreichend	
kleinste Wassertiefe an pessimaler Schnelle	zulässig:           m vorhanden:        m	
größte Fließgeschwindigkeit	zulässig:           m/s vorhanden:        m/s	
biologische Erfolgskontrolle	<input type="checkbox"/> Reusenfang <input type="checkbox"/> E-Befischung <input type="checkbox"/> sonstige Methode	
<b>Funktionsfähigkeit des Durchgängigkeitsbauwerk</b>	<input type="checkbox"/> k. A. <input type="checkbox"/> gut <input type="checkbox"/> mit Einschränkung <input type="checkbox"/> nein	
biologische Erfolgskontrolle	<input type="checkbox"/> Reusenfang <input type="checkbox"/> E-Befischung <input type="checkbox"/> sonstige Methode	

**FORMLATT 4: TO-DO-LISTE**

Hinweis: Vor Durchführung von Dotationsversuchen sollte möglichst frühzeitig vor Ort eine Begehung mit allen an der Mindestabflussfestlegung maßgeblich Beteiligten und Betroffenen durchgeführt werden.

Nr.-Blatt:

<b>Bearbeiter</b>	
<b>Ort / Gewässer</b>	
<b>Stationierung</b>	
<b>Datum</b>	
<b>Uhrzeit</b>	ME(S)Z

	Bearbeiter	Ort	Datum	erl.
Dokumentation				
Wehr				
Kontrollpegel				
Zustand von OW				
Zustand pessimale Schnelle				
Zustand UW				
Referenzpunkte und Temporärpegel				
Abflussmessung				
Kontrollpegelablesung				
Querprofilabstich von Wsp (u. a. min Talwegtiefe)				
oder Wsp-Nivellement mit Querprofilnivellement				









