TEXTE
21/2012

Methoden zur Untersuchung von Fischwanderungen und der Schädigung von Fischen an Wasserkraftstandorten

Umwelt Bundes Amt
Für Mensch und Umwelt

| TEXTE | 21/2012

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3708 97 200
UBA-FB 001604

Methoden zur Untersuchung von Fischwanderungen und der Schädigung von Fischen an Wasserkraftstandorten

von

Ulrich Dumont, Pia Anderer
Ingenieurbüro Floecksmühle, Aachen

Dr. Ulrich Schwevers
Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
http://www.uba.de/uba-info-medien/4286.html
verfügbar. Hier finden Sie eine Kurzfassung und weitere Berichte.

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

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:
Ingenieurbüro Floecksmühle
Bachstraße 62-64
52066 Aachen

Institut für angewandte Ökologie
Neustädter Weg 25
36320 Kirtorf-Wahlen

Abschlussdatum:
Oktober 2011

Herausgeber:
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: http://www.umweltbundesamt.de
http://fuer-mensch-und-umwelt.de/

Redaktion:
Fachgebiet II 2.4 Binnengewässer
Stephan Naumann

Dessau-Roßlau, Mai 2012

Inhaltsverzeichnis

1 Glossar 1

1.1 Physikalisch-technische Größen und Einheiten 1

1.2 Abkürzungen 2

1.3 Definitionen in Zusammenhang mit Wasserkraft und Fischökologie 3

2 Vorwort 5

3 Einleitung 7

4 Wanderwege und Schädigungspotenziale beim Abstieg von Fischen an Wasserkraftanlagen 8

4.1 Identifizierung potenzieller Wanderwege 8

4.2 Mögliche Schädigungen bei der Abwanderung 10

5 Methoden zur Untersuchung der Funktionstüchtigkeit von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen 14

5.1 Ethohydraulische Laboruntersuchungen 14

5.2 Beobachtungsmethoden im Freiland 19

5.2.1 Sichtbeobachtung 19

5.2.2 Echolot 21

5.3 Fangmethoden 22

5.3.1 Fanggeräte der Berufsfischerei 22

5.3.2 Hamenartige Netze 35

5.3.3 Tiroler Wehr 47

5.3.4 Rechengutkontrolle 54

5.4 Untersuchung von Schädigung und Mortalität 58

5.4.1 Letale und subletale Verletzungen 65

5.4.2 Vorschädigungen 66

5.4.3 Methodisch bedingte Verletzungen 69

5.5 Markierungsmethoden 70
5.5.1 Äußerlich sichtbare Markierungen 71
5.5.2 HI-Z Turb'n Tags 77
5.5.3 Transponder 79
5.5.4 Telemetrie 89
6 Untersuchungsdesign 95
6.1 Klärung verhaltensbiologischer Grundlagen 95
6.2 Erhebung biologischer Daten 96
6.3 Quantifizierung der Fischabwanderung 103
6.3.1 Analyse von Wanderpfaden 105
6.4 Quantifizierung von Mortalität und Schädigungen 114
6.4.1 Absolute Mortalität und Schädigung der Fische einer Probe 115
6.4.2 Mortalitäts- und Schädigungsrate einer Probe 116
6.4.3 Absolute Mortalität und Schädigung 118
6.4.4 Standortbezogene Mortalität 120
6.4.5 Gesamtmortalität im Verlauf des Wanderweges 123
6.5 Effizienz von Fischabstieganlagen 125
6.6 Schutzwirkung von Fischschutzanlagen 126
6.7 Zuverlässigkeit von Frühwarnsystemen 127
6.8 Effizienz eines fischschonenden Betriebsmanagements 128
7 Rechtliche Aspekte 129
7.1 Bundestierschutzgesetz 129
7.2 Fischereigesetze der Länder 131
8 Zusammenfassung 132
9 Literatur 135

Anlagen zu Teilprojekt 1

A Grundlagen zu Fischschutz – und Fischabstiegsanlagen

B Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken

Abbildungsverzeichnis

Abb. 4.1: Beispiel eines Wasserkraftstandorts mit mehreren Wanderkorridoren für den Fischabstieg 8

Abb. 4.2: Beispiel eines Wasserkraftstandorts mit Flusskraftwerk und Schleuse 9

Abb. 4.3: Mögliche kleinräumige Wanderwege für abwandernde Fische an einer Wasserkraftanlage und deren Schädigungspotenzial 11

Abb. 4.4: Mögliche Aufteilung abwärts wandernder Fische auf verschiedene Wanderwege an einem Standort mit Wasserkraftanlage.....12

Abb. 5.1: Künstlicher Beobachtungskanal an der Nivelle (Frankreich) und Blick aus der Beobachtungsstation ins Gerinne 20

Abb. 5.2: Anordnung von Rechen, Bypaß und Beobachtungsschacht von GÖHL (2004) zur Untersuchung der Blankaalabwanderung in einem Freilandkanal (schematisch) 20

Abb. 5.3: Bildsequenz aus drei Standbildern eines Splitbeam-Echolots, die das Verhalten eines Blankaals am sohlennahen Bypasssystem eines Wasserkraftwerks zeigt (SCHMIDT 2010) 21

Abb. 5.4: Ringhamen (schematisch). 23

Abb. 5.5: Aalhamen. oben: Stellung des Gerätes beim Fang. unten: Stellung beim Einholen (Überkippen des Rahmens). A = Anker, x = Treffpunkt der Ober- und Unterleinen, a und b = Rahmen, N = Netz (BÜRGER 1926) 24

Abb. 5.6: Scherbretthamen, schematische Darstellung (KLUST 1956).....25

Abb. 5.7: Das Scherbrett mit Steuervorrichtung, schematische Darstellung (KLUST 1956) 25

Abb. 5.8: Scherbrett des Hamens des Fischereibetriebs Gebr. Dobberschütz.....27

Abb. 5.9: Durch Umlegen des Steuerblattes driftet das Scherbrett selbsttätig vom Ufer in Flussmitte.....27

Abb. 5.10: Schokker des Fischereibetriebs der Gebr. Dobberschütz, in Ruhestellung mit angehobenem Unterbaum (Ansicht in Fließrichtung) 29

Abb. 5.11: Hamen in Längsschnitt (a), Querschnitt (b) und Aufsicht (c) (BÜRGER 1926) 30

Abb. 5.12: Schokker des Fischereibetriebs Gebr. Dobberschütz (Seitenansicht); der Hamen erstreckt sich als dunkler Schatten von seitlich neben bis weit hinter dem Rumpf.....31

Abb. 5.13: Steert eines Hamens 31

Abb. 5.14: Nach der Fangphase müssen Hamen und Steert von Treibgut gereinigt werden, bevor das Gerät wieder exponiert werden kann.....32

Abb. 5.15: Stationärer Aalfang in Hann. Münden an der Fulda, vom Unterwasser her gesehen 34

Abb. 5.16: Stationäre Aalfang an der Werra, Blick von Unterwasser auf Auffangrinne, Rechenfläche und Einlaufschütz.....35

Abb. 5.17: Prinzipskizze der am Wasserkraftwerk Dettelbach am Main eingesetzten Hamen mit Arbeitsplattform (HOLZNER 1999).....36

Abb. 5.18: Hamen von 5 m Länge zur Beprobung des Abflusses einer Wasserkraftschnecke an der Werra (SCHMALZ 2010).....37

Abb. 5.19: Ein an den Hamen angestrickter Eimer bietet Fischen Schutz vor der Strömung, der Fang wird über einen Schlitz entnommen, der sich mit einem Reißverschluss öffnen und schließen lässt (SCHMALZ 2010) 38

Abb. 5.20: Aufbau des von SCHMALZ (2010) an der Walkmühle an der Werra eingesetzten Hamens zur Beprobung des Turbinendurchflusses von maximal 14 m³/s (schematisch).....39

Abb. 5.21: Hamen zur Beprobung des Turbinendurchflusses des Wasserkraftwerks an der Werra von maximal 14 m³/s (SCHMALZ 2010).....40

Abb. 5.22: Einer der am Kraftwerk Dettelbach am Main (Bayern) zur Untersuchung der Turbinenmortalität eingesetzten Hamen, zum Trocknen aufgespannt 41

Abb. 5.23: Die „Krebs“, von der aus die Endsäcke der beiden Hamen am Wasserkraftwerk Dettelbach geleert wurden 41

Abb. 5.24: Prinzipskizze eines Teilhamens zur Untersuchung der wasserkraftbedingten Mortalität (LUNDBECK 1927).....43

Abb. 5.25: Teilhamen, schematisch, wie sie von PAVLOV et al. (2002) in Russland eingesetzt wurden.....44

Abb. 5.26: Von SCHMALZ (2010) eingesetzter Hamen zur Beprobung des Bypasses des Wasserkraftwerks Walkmühle an der Werra 46

Abb. 5.27: Von SCHMALZ (2010) eingesetzter Hamen zur Untersuchung der Fischabwanderung über die Fischaufstiegsanlage am Wasserkraftwerk Walkmühle an der Werra 46

Abb. 5.28: Prinzipskizze eines Tiroler Wehres (DWA 2005).....47

Abb. 5.29: Tiroler Wehr für Abstiegskontrollen im Bypass des Kraftwerks Halsou an der Nive (Frankreich); Einlauf oben, Spülrinne am unteren Bildrand.....48

Abb. 5.30: Lachsbypass am Wasserkraftwerk Cabot Station am Connecticut River bei Turners Falls (USA): der Abfluss wird durch eine Klappe im Einlauf reguliert ... .49

Abb. 5.31: ... auf diese Weise wird das Tiroler Wehr stets so beaufschlagt, dass die Fische in einem geringen Restvolumen die am Ende des Rechens quer verlaufende Bypaßrinne erreichen, von wo aus sie über eine Rinne (oben rechts im Bild) zu einer Kontrollstation weitergeleitet werden.....49

Abb. 5.32: Tiroler Wehr mit einem Wedge-Wire-Screen von 1 mm lichter Weite zur Überwachung der Abwanderung atlantischer Lachssmolts am Wasserkraftwerk Holyoke am Connecticut River (USA).....50

Abb. 5.33: Tiroler Wehr zur Untersuchung der Blankaalabwanderung im Frémur, einem kleinen normannischen Küstenfluss; im Bild rechts unten ist eine Rohrleitung erkennbar, über die die gefangenen Aale in eine Fangkammer gelangen 51

Abb. 5.34: Dieses Tiroler Wehr in der Imsa (Norwegen) wird seit Anfang der 1980er Jahre permanent zur Grundlagenforschung zum Wanderverhalten diadromer Arten eingesetzt.....52

Abb. 5.35: Tiroler Wehr im Lachsbypass des Wasserkraftwerks Camon im Oberlauf der Garonne (Frankreich).....53

Abb. 5.36: Tiroler Wehr im Aalbypass des Wasserkraftwerks Dettelbach am Main (Bayern) 53

Abb. 5.37: Aufbau eines Flachstahlrechens, schematisch (DWA 2005) d_R = lichter Stababstand s = Stabdicke 54

Abb. 5.38: Rechengutbunker des Wasserkraftwerks Wahnhausen an der Fulda nach einem Abwanderereignis von Aalen im Dezember 1991 (Photo: K. Ebel).56

Abb. 5.39: Auffangtröge für grobes Rechengut in einem Kernkraftwerk 57

Abb. 5.40: Das am Feinrechen anfallende Treibgut wird separat von der Rechenreinigungsanlage auf ein Förderband geworfen, über das es einer Schredderanlage zugeführt wird; hier können im Rechengut enthaltene Fische abgesammelt werden.....57

Abb. 5.41: Decapitierte Plötze.....58

Abb. 5.42: Vollständig durchtrennter Aalkörper.....58

Abb. 5.43: Durchtrennter Aalkörper, der nur noch durch den Hautschlauch zusammengehalten wird.....59

Abb. 5.44: Schürfverletzungen im Schwanzbereich eines Aals (Foto: C. Brauer) 59

Abb. 5.45: Lachssmolt mit großflächigen Schuppenverlusten vor allem im Schwanzbereich sowie Blutungen an Haut und Flossen.....59

Abb. 5.46: Typisch für Fische, die durch Anpressen an einen Rechen geschädigt wurden sind Hämatome, die die Abstände der Rechenstäbe abbilden.....60

Abb. 5.47: Hämatome im Kopfbereich sowie Augenblutungen (Foto: K. Ebel)..60

Abb. 5.48: Multiple Wirbelbrüche vor allem im hinteren, ansonsten äußerlich unverletzten Körperdrittel (Foto: K. Ebel).....61

Abb. 5.49: Oft sind derartige Wirbelbrüche nur schwer erkennbar, z. B. durch Knicke in der Körperachse (Foto: K. Ebel).....61

Abb. 5.50: Sektion von Aalen, die für die Vermarktung vorgesehen sind (Foto: C. Brauer) 62

Abb. 5.51: Wirbelbrüche sind an aufpräparierten Aalen deutlich an Blutung erkennbar (Foto: K. Ebel).....62

Abb. 5.52: Röntgenbild eines Fisches mit deutlich erkennbaren Wirbelbrüchen (Wasserkraftwerk Dettelbach am Main (Bayern) (Foto: M. Holzner).....63

Abb. 5.53: Durchleuchten eines aufpräparierten Cypriniden zur Diagnose innerer Verletzungen (Foto: SCHMALZ 2010).....63

Abb. 5.54: Dieser Aal, dessen Haut am Schwanzende vollständig vom Körper abgelöst war, lebte noch mehr als 2 Tage, nachdem er sich diese zweifellos tödliche Verletzung zugezogen hatte.....65

Abb. 5.55: Hälteranlage zur Ermittlung der verzögerten Mortalität von Fischen nach der Passage verschiedener Abwanderkorridore an der Walkmühle an der Werra in Meiningen (SCHMALZ 2010).....66

Abb. 5.56: Typische Angelverletzung an der Oberlippe eines Döbels.....67

Abb. 5.57: Kormorane ergreifen Fische mit ihrem hakenbewehrten Schnabel. Die tiefen Kratzer an den Flaken einer Bachforelle sind auf vergebliche Zugriffsversuche eines Kormorans zurückzuführen (Foto: R. Ropertz).....67

Abb. 5.58: Graureiher stechen mit ihrem spitzen Schnabel zu. Typische Folge sind tiefe Fleischwunden im Kopf- und Nackenbereich.....68

Abb. 5.59: Schwere Verletzungen an der Flanke eines Döbels, mutmaßlich infolge der Einwirkung einer Turbine oder Schiffsschraube, die zwischenzeitlich jedoch verheilt sind 68

Abb. 5.60: Lachssmolt, bei dem die Schuppenverluste deutlich die Netzstruktur des Fanggerätes abbilden.....69

Abb. 5.61: Diverse Marken zur externen Kennzeichnung von Fischen.....72

Abb. 5.62: Adiposenschnitt bei einem Lachs (links), im Vergleich mit der Adipose eines unmarkierten Exemplars (rechts) 73

Abb. 5.63: Der Panjet, ursprünglich als nadelloses Injektionsgerät für medizinische Zwecke entwickelt, wird in der Fischereibiologie zur Markierung von Fischen genutzt 74

Abb. 5.64: Der Panjet wird auf die Haut des Fisches aufgesetzt, dann wird der Auslösemechanismus betätigt und die Farbemulsion unter die Haut injiziert 74

Abb. 5.65: Der größte Teil des Farbstoffes dringt nicht in die Haut ein.....75

Abb. 5.66: Nach Abspülen des oberflächlich anhaftenden Farbstoffs werden zunächst die nur kleinen Markierungspunkte sichtbar 76

Abb. 5.67: Typisches Bild eines Blankaals ca. 5 Wochen nach der Markierung: Die Farbpunkte haben an Größe zugenommen und sind deutlich erkennbar.....76

Abb. 5.68: Visible Implant Tag in der durchsichtigen Haut hinter dem Auge eines Fisches 77

Abb. 5.69: An einem Fisch befestigter HI-Z Turb´n-Tag in (a) komprimiertem und (b) gefülltem Zustand, schematisch (DWA 2005).....78

Abb. 5.70: Markierungskapsel (unten) und aufgeblasene Ballons (oben) von HI-Z Turn'n-Tags (BARAN et al. 2010) 79

Abb. 5.71: Von HI-Z Turb'n-Tags werden markierte Fische an die Wasseroberfläche befördert, wo sie eingesammelt und auf Verletzungen hin untersucht werden können (BARAN et al. 2010) 79

Abb. 5.72: PIT-Tag: Die der Energieaufnahme und -abgabe dienende Kupferspule umschließt einen Ferritkern, auf dem ein Code programmiert ist 80

Abb. 5.73: Funktionsprinzip eines Transponder-Systems: a) Aktivierung des Transponders durch elektromagnetische Kopplung auf einer Radiofrequenz, b) die Antenne empfängt das Transpondersignal, die Decodierung übernimmt ein Lesegerät 80

Abb. 5.74: Grundsätzliche Unterschied zwischen der FDX- und der HDX-Technologie (Quelle: US Geological Survey) 81

Abb. 5.75: Transponder verschiedener Hersteller: 82

Abb. 5.76: Aufbau des von ROUSSEL et al. (2004) für Freilanduntersuchungen eingesetzten HDX-Systems; T = Tuner, R = Lesegerät (Reader), C = Computer, B = Stromversorgung (Battery) 83

Abb. 5.77: TI-RFID Kabelantennen vor zwei Durchlässen des Doppelschlitzpasses in Turner Falls am Connecticut River (USA) (Foto: A. Haro) 84

Abb. 5.78: Zum Schutz wird das Antennenkabel in ein PVC-Rohr mit 30 mm Durchmesser eingezogen. Die Befestigung erfolgt mit rostfreien Clips, die im Beton verdübelt werden (Foto: A. Haro).....84

Abb. 5.79: An verschiedenen Positionen im Verlauf des Doppelschlitzpasses am Wehr Geesthacht an der Elbe (Schleswig-Holstein) wurden 18 Rahmenantennen von maximal 5,4 m Höhe und 1,3 m Breite in die Schlitze eingebaut.....85

Abb. 5.80: Antennentuner 86

Abb. 5.81: Eher provisorisch installierter Tuner und HDX-Antenne an einem Durchlass des Fischpasses am Wasserkraftwerk Castetarbe am Gave de Pau (Frankreich) 86

Abb. 5.82: Lesegerät für den gleichzeitigen Betrieb von bis zu 4 Antennen, Transformator und Datenaufnahmegerät müssen separat untergebracht werden 87

Abb. 5.83: Französischer Schaltkasten für zwei HDX-Lesegeräte und ein Netzteil..87

Abb. 5.84: Deutsche Weiterentwicklung der HDX-Technologie; rechts: kompakter Schaltschrank mit 8 Lesegeräten; links: dazu gehöriger Schaltschrank mit Transformator und PC sowie Überspannungsschutz und Sicherungen 87

Abb. 5.85: Implantation eines Transponders des NEDAP-Trial-Systems 88

Abb. 5.86: Anzahl publizierter fischökologischer Untersuchungen unter Einsatz der Telemetrie (ergänzt nach LUCAS & BARRAS 2001) 90

Abb. 5.87: Funktionsprinzip der Radiotelemetrie 91

Abb. 5.88: Radiotelemetrische Sender unterschiedlicher Größe und Reichweite.....91

Abb. 5.89: Einsatzteam zur mobilen Überwachung besenderter Fische (SUBRA et al. 2007) 91

Abb. 5.90: Akustische Emitter.....92

Abb. 5.91: Hydrophon am Manapouri Dam (Neuseeland) 92

Abb. 5.92: Funktionsprinzip der akustischen Telemetrie 92

Abb. 5.93: Dreidimensionale Rekonstruktion der Wanderpfade abwandernder *(Anguilla australis, A. dieffenbachii)* im Oberwasser der Anapuri Power Station, Neuseeland (BROWN et al. 2007) 94

Abb. 6.1: Versuchsaufbau von ADAM et al. (1999) (oben) und AMARAL et al. (2000) (unten) zur Schutzwirkung schräg angeordneter mechanischen Barrieren 96

Abb. 6.2: Ermittlung der Hauptabwanderzeit von Blankaalen in der Fulda anhand der Fänge im stationären Aalfang Hann. Münden (Niedersachsen) in den Jahren 1975, 1978 und 1987 bis 1991 (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998).....97

Abb. 6.3: Dynamik der Aalfänge an der Mittelweser in der Zeit von Mitte Oktober 2008 bis Mitte Januar 2009 (SCHWEVERS et al. 2010a) 98

Abb. 6.4: Mit dem NEDAP-Trial-System ermittelte Dynamik der Blankaalabwanderung in der Maas im Jahr 2002 (Niederlande); dargestellt in Form von Kumulationskurven an 8 Antennenstationen (Pfeile: Besatz markierter Exemplare) (BRUIJS et al. 2003).....98

Abb. 6.5: Anteilige Detektionen von mit NEDAP-Transpondern markierter Aale in der Maas (Niederlande) im Verlauf der 24 Stunden des Tages (BRUIJS et al. 2003) 99

Abb. 6.6: Summe der in den Jahren 1975, 1978 und 1987 bis 1991 im Aalfang Hann. Münden in der Fulda (Niedersachsen) gefangenen Aale in Abhängigkeit vom Abfluss (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998) 100

Abb. 6.7: Tagesmittelwert der in den Jahren 1975, 1978 und 1987 bis 1991 im Aalfang Hann. Münden in der Fulda (Niedersachsen) gefangenen Aale in Abhängigkeit vom Tag der Mondphase (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998).....100

Abb. 6.8: Längen-Gewichts-Relation von 575 Aalen, die 2006/07 im Unterwasser der Staustufe Landesbergen an der Weser (Niedersachsen) mittels Schokker gefangen wurden (BRAUER 2007, Ausreißerwerte wurden nicht eliminiert) ..101

Abb. 6.9: Die Längenfrequenz der Aalfänge mittels Schokker im Unterwasser der Staustufe Landesbergen an der Weser (Niedersachsen) in der Saison 2008/09 erlaubt eine Unterscheidung der bis zu 50 cm langen männlichen und mindestens 50 cm großen weiblichen Blankaale (SCHWEVERS et al. 2010a) 102

Abb. 6.10: Die Längenfrequenz der 2009 mittels Schokker bei Drakenburg in der Weser (Niedersachsen) registrierten Lachssmolts zeigt eine Aufspaltung in bis zu 13 cm langen ein- und mindestens 13 cm lange zweijährige Smolts (SCHWEVERS et al. 2010b) 102

Abb. 6.11: Längenfrequenz aus Abb. 6.10, differenziert nach dem Zeitraum der Abwanderung: Während die zweijährigen Lachse ihre Abwanderung bereits am 05. Mai 2009 fast vollständig abgeschlossen hatten, setzte die Abwanderung der einjährigen im wesentlichen erst nach diesem Datum ein (SCHWEVERS et al. 2010b) 103

Abb. 6.12: Umfang der jährlichen Blankaalabwanderung in verschiedenen Flüssen, bezogen auf 1 m³/s MQ, Minimal- und Maximalwerte, nach Daten von BRUIJS et al. (2003), KLEIN-BRETELER et al. (2007), SIMON & FLADUNG (2009), SCHWEVERS et al. (2010a) und FEUNTEUN (2007, mündl. Mitt.) ...105

Abb. 6.13: Walkmühle an der Werra bei Meiningen (Thüringen) (SCHMALZ 2010) 107

Abb. 6.14: Beispiel für die Antennenanordnung des NEDAP-Trial-Systems an einem Wasserkraftstandort an der Maas (BRUIJS et al. 2003).....108

Abb. 6.15: Detektionsbereiche von 4 Telemetrieantennen am Wasserkraftstandort Baigts am Gave de Pau (Frankreich); weitere sind z. B. entlang des Rechens installiert; Bypässe und andere kleinere Abwanderpfade sind mit insgesamt 7 Transponderantennen ausgestattet.....110

Abb. 6.16: Verteilung von 39 abwandernden Aalen auf die verschiedenen Abwanderpfade am Wasserkraftwerk Baigts am Gave de Pau (Frankreich) im Jahr 2005 (SUBRA et al. 2007).....111

Abb. 6.17: Verteilung von 37 abwandernden Aalen auf die verschiedenen Abwanderpfade am Standort Baigts am Gave de Pau im Jahr 2006 (SUBRA et al. 2008) 112

Abb. 6.18: Lageskizze des Wasserkraftwerks Soeix am Gave d´Aspe (Frankreich) mit ehemaligem Bypass und dem zu einem Bypass umfunktionierten Leerschuss (DWA 2005).....113

Abb. 6.19: Der Leerschuss des Wasserkraftwerkes Soeix am Gave d´Aspe (Frankreich) unmittelbar oberhalb des Einlaufrechens wurde erfolgreich zu einem Bypass für Lachssmolts umfunktioniert (Ansicht bei abgelassenem Oberwassergraben) 114

Abb. 6.20: Größenabhängige Schädigungsrate der Schokkerfänge von Aalen im Unterwasser der Staustufe Drakenburg an der Weser (SCHWEVERS et al. 2010a) 117

Abb. 6.21: Mortalitätsrate von Blankaalen am Wasserkraftwerk Linne an der Maas (Niederlande) in Abhängigkeit vom Turbinendurchfluss (BRUIJS et al. 2003) 118

Abb. 6.22: Bilanzierung der Abwanderung von Blankaalen im Verlauf der Maas (Niederlande) im Jahr 2002, ermittelt anhand der Detektion von 150 mit NEDAP-Transpondern markierten Exemplaren (BRUIJS et al. 2003, Erläuterungen im Text).....124

Tabellenverzeichnis

Tab. 5.1: Illustration des Ablaufs einer ethohydraulischen Untersuchung am Beispiel der Machbarkeitsstudie zur Vermeidung der Schädigung von Aalen am Wasserkraftwerk Wahnhausen an der Fulda (Arbeitsgemeinschaft Gewässersanierung 1998).....16

Tab. 5.2: Beispiele für Erkenntnisse aus ethohydraulischen Tests und Freilanduntersuchungen zum Verhalten abwandernder Aale gegenüber Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen 18

Tab. 5.3: Hamenabmessungen verschiedener Untersuchungen (DWA 2005).....42

Tab. 5.4: Technisch bedingte Rechenweiten an Wasserkraftanlagen (DWA 2005) .55

Tab. 6.1: Wanderpfade abwandernder Fische an der Walkmühle in der Werra bei Meiningen, ihre Beaufschlagung und die Methode ihrer Beprobung (SCHMALZ 2010) 106

Tab. 6.2: Aufteilung abwandernder Fische auf die Wanderpfade an der Walkmühle (SCHMALZ 2010) 107

Tab. 6.3: Aufteilung abwandernder Fische auf die Wanderpfade an der Walkmühle in der Werra bei Meiningen (Thüringen) und Anteil verletzter Fische (SCHMALZ 2010) 121

1 Glossar

1.1 Physikalisch-technische Größen und Einheiten

Technische/ physikalische Bezeichnung	Einheit	Bedeutung
E_a	• MWh/a	• Jahresarbeit, in einem bestimmten Jahr erzeugte Strommenge
h_A	• m	• Fallhöhe an der WKA
MQ	• m^3/s	• Langjähriger Mittelwert des Abflusses
P_{el}	• kW	• Elektrische Leistung
P_A	• kW	• Ausbauleistung
Q_A	• m^3/s	• Ausbaudurchfluss oder Nenndurchfluss der WKA
Q_{min}	• m^3/s	• Mindestabfluss in Ausleitungsstrecke bzw. Mutterbett

1.2 Abkürzungen

Begriff/Abkürzung	Bedeutung
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BNetzA	Bundesnetzagentur
Bundesländer: Abkürzungen	
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
BE	Berlin
BB	Brandenburg
HB	Bremen
HH	Hamburg
HE	Hessen
MV	Mecklenburg-Vorpommern
NI	Niedersachsen
NW	Nordrhein-Westfalen
RP	Rheinland-Pfalz
SL	Saarland
SN	Sachsen
ST	Sachsen-Anhalt
SH	Schleswig-Holstein
TH	Thüringen
DUH	Deutsche Umwelthilfe
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
FAA	Fischaufstiegsanlage
FLZ	Fließgewässerzone
WKA	Wasserkraftanlage

1.3 Definitionen in Zusammenhang mit Wasserkraft und Fischökologie

Begriff/Abkürzung	Bedeutung
Ausbaudurchfluss, Ausbauwassermenge [m³/s]	Ausbaudurchfluss bezeichnet die Menge an Wasser, die ein Kraftwerk maximal im Dauerbetrieb pro Sekunde durch seine Turbinen abführen und zur Stromerzeugung nutzen kann.
Ausbaufallhöhe [m]	Fallhöhe am Kraftwerk bei Ausbaudurchfluss
Ausbauleistung [kW], [MW]	Die Ausbauleistung eines Laufwasser-Kraftwerks ist die mit dem Ausbaudurchfluss bei der Kraftwerks-Ausbaufallhöhe erzielbare Leistung. Sie ist damit die höchste von der Gesamtanlage dauerhaft ausfahrbare elektrische Leistung unter optimalen wasserwirtschaftlichen Bedingungen.
Art	Gemeinschaft von Individuen, die fortpflanzungsfähige Nachkommen haben kann.
Ausleitungsstrecke	Ursprüngliches Gewässerbett (Mutterbett) eines Fließgewässers mit einem durch die Wasserausleitung in die Umleitungsstrecke (auch Triebwerkskanal) verringerten Abfluss.
Bypass	1. Geschlossenes oder offenes Gewässer, über das Fische vom Oberwasser zum Unterwasser gelangen können und so ein Bauwerk umgehen. 2. Maßnahme zur Umgehung einer Hauptströmung; auch zur Bereitstellung einer zusätzlichen Leitströmung.
diadrom	Art, deren Lebenszyklus einen obligaten Wechsel zwischen Lebensräumen im Meer und in Binnengewässern umfasst.
EEG-Bemessungsleistung P_{EEG} [kW], [MW]	Leistung, die zur Klassifizierung der Vergütungszahlung innerhalb des EEG genutzt wird. Sie wird berechnet als Quotient aus der jeweiligen Jahresarbeit Ea und 8.760 h P_{EEG} = Ea / 8.760 h/a
Fallhöhe [m]	Höhenunterschied zwischen dem Oberwasserspiegel vor dem Rechen und dem Unterwasserspiegel hinter dem Saugschlauch eines Kraftwerkes.

Begriff/Abkürzung	Bedeutung
Fließgewässerzone bzw. Fließgewässerzonierung	Einteilung des Längsverlaufs der Fließgewässer anhand Gefälle und Breite. Jede Fließgewässerzone wird von einer typischen Fischartengemeinschaft (Ichthyozönose) besiedelt, die durch eine Leitfischart charakterisiert wird.
	Krenal (Quelle) nicht von Fischen besiedelt Epi-Rhithral Obere (Bach-) Forellenregion Meta-Rhithral Untere (Bach-) Forellenregion Hypo-Rhithral Äschenregion Epi-Potamal Barbenregion Meta-Potamal Brachsenregion Hypo-Potamal Kaulbarsch-Flunderregion
laterale Durchgängigkeit	Permanente oder temporäre Durchgängigkeit zwischen Fließ- und Auegewässern im Sinne der Biotopvernetzung.
(Lachs-)Smolts	Ins Meer abwandernde Junglachse mit typisch silbriger Färbung.
Leistung [kW], [MW]	Die (elektrische) Leistung ist als (elektrische) Arbeit pro Zeiteinheit definiert. Unter der Leistung einer WKA ist die elektrische Wirkleistung zu verstehen. Die Leistungsangabe bezieht sich dabei auf die an den Klemmen des Generators gemessenen Werte.
Mindestabfluss Q_{min} [m³/s]	Erforderlicher Abfluss in der Ausleitungsstrecke; unterhalb eines Ausleitungswehres im natürlichen Flussbett (Mutterbett) verbleibende Wassermenge.
Monitoring	Funktionskontrolle
potenziell natürliche Fischfauna	Arten, die ursprünglich in einem Gewässersystem heimisch waren und aktuell einen geeigneten Lebensraum vorfinden oder in absehbarer Zukunft wieder vorfinden werden.
Parr	im Süßwasser aufgewachsene Junglachse
Telemetrie	Verfahren, bei dem ein Sender (z.B. in besenderter Fisch) Signale an einen Empfänger schickt.
Transponder	Kommunikationsgeräte, die eingehende Signale aufnehmen und beantworten.

2 Vorwort

Ausgangslage

In Deutschland gibt es zahlreiche Querbauwerke, die teilweise zur Energieerzeugung aus Wasserkraft genutzt werden. Diese Querverbauungen unterbrechen die Durchgängigkeit der Gewässer, deren Wiederherstellung ein erklärtes Ziel der EG Wasserrahmenrichtlinie ist. Das Wassergesetz (WHG) in der Fassung vom 31.7.2009 formuliert in § 34 und § 35 die Anforderungen zur Herstellung der Durchgängigkeit und zum Schutz von Fischpopulationen an Wasserkraftanlagen. Während für die Verbesserungen der flussaufwärts gerichteten Durchgängigkeit mittlerweile ein anerkannter und bewährter Stand der Technik genutzt werden kann (vgl. DWA 2010), befinden sich Techniken zum Schutz von Fischen vor dem Eindringen in sie gefährdende Anlagen und zu Abwehreinrichtungen noch in der Entwicklung. Vor dem Hintergrund der aktuellen gesetzlichen Forderung ist daher die Erarbeitung von weiteren Techniken für den Fischschutz und den Fischabstieg eine wichtige Voraussetzung für den Ausbau der Wasserkraftnutzung. Die Wasserkraftnutzung wird neben den aktuellen Anforderungen hinsichtlich der Wiederherstellung der Durchgängigkeit auch von möglichen Abflussveränderungen der Gewässer in Folge des Klimawandels beeinflusst. Für die Sicherstellung der künftigen Wasserkraftnutzung ist die Kenntnis dieser Veränderung von Bedeutung, um ggf. Anpassungsstrategien zu entwickeln.

Projektziel

Ziel der Studie ist die Untersuchung effizienter Maßnahmen und Kriterien zur Verbesserung des ökologischen Zustandes an Wasserkraftanlagen.

Das Vorhaben soll die wissenschaftlich-technischen Kenntnisse und die vorliegenden Erfahrungen hinsichtlich Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen ermitteln, damit diese für die weitere Entwicklung derartiger Systeme genutzt werden können. Des Weiteren sollen die landesspezifischen Anforderungen an Bau und Betrieb von Wasserkraftanlagen, der Stand der Anlagenausstattung in Bezug auf Fischauf- und Fischabstiegsanlagen und bestehende Mindestabflussregelungen ermittelt werden. Mögliche Anpassungsstrategien der Wasserkraftnutzung an die Veränderungen des Abflussverhaltens der Gewässer infolge des Klimawandels sollen zusammengestellt werden.

Das Vorhaben ist in 3 Teilprojekte gegliedert:

- Teilprojekt 1:
  Methodik zur Untersuchung der Schädigung von Fischen an Wasserkraftstandorten.

- Teilprojekt 2:
  Aktualisierung des Wissensstandes in Bezug auf wasserrechtliche Regelungen und umgesetzte Maßnahmen an Wasserkraftanlagen.

- Teilprojekt 3:
  Abschätzung möglicher Klimafolgen für die Wasserkraftnutzung in Deutschland und Aufstellung möglicher Anpassungsstrategien.

Dieser Berichtsteil beinhaltet die Ergebnisse des Teilprojektes 1. Für die Teilprojekte 2 und 3 wurden eigenständige Berichte erarbeitet.

3 Einleitung

Die Wasserkraft ist historisch und aktuell eine wichtige regenerative Energiequelle. Obwohl ihr Ausbaugrad in Deutschland bereits sehr hoch ist, wird allgemein ein Zubaupotenzial gesehen, dessen Ausnutzung im Zusammenhang mit dem Klimaschutz und der Versorgungssicherheit von Bedeutung ist (ANDERER et al. 2010).

Die Nutzung der Wasserkraft ist jedoch mit Eingriffen in die Gewässerökologie verbunden, die den Zielen der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL) entgegenstehen. Die Durchgängigkeit der Gewässer wird beeinträchtigt und Stau und Ausleitung können insbesondere für strömungsliebende Arten zu einem Verlust an Lebensraum führen.

Zur Gewährleistung der flussaufwärts gerichteten Wanderungen wurden funktionsfähige Fischaufstiegsanlagen entwickelt. Mittlerweile besteht ein Stand der Technik, bei dessen Nutzung die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit in den Gewässern bzw. Gewässersystem wiederhergestellt werden kann, ohne dass Wasserkraftanlagen i.d.R. ökonomisch gefährdet werden oder zu große energetische Verluste auftreten.

Problematisch ist jedoch bisher die Sicherstellung der flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit und die Schädigung abwandernder Fische bei der Passage von Wasserkraftanlagen. In den vergangenen Jahren wurden neue technische Lösungen in Form von feinen mechanischen Barrieren und fischfreundlicheren Turbinen entwickelt. Eine systematische Untersuchung dieser Anlagen fand aber kaum statt.

Da das Monitoring zum Fischabstieg bisher auch keiner standardisierten Vorgehensweise folgt, wurden im vorliegenden Bericht in einem ersten Schritt die Grundlagen und Methoden zur Untersuchung der Wirksamkeit von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen systematisch erarbeitet und zusammen gestellt. Kap. 5 bis Kap. 7 wurden dabei vollständig durch das Institut für Angewandte Ökologie verfasst.

4 Wanderwege und Schädigungspotenziale beim Abstieg von Fischen an Wasserkraftanlagen

Die Identifizierung großräumiger Wanderrouten bzw. kleinräumiger Wanderwege, die Fische bei ihrer flussabwärts gerichteten Wanderung nutzen, bildet eine wichtige Voraussetzung zur Einschätzung der abwärts gerichteten Durchgängigkeit eines Gewässers. Erst wenn der Anteil der Tiere bekannt ist, der einen bestimmten Wanderweg für den Abstieg nutzt, kann über die Schädigungsraten der zu überwindenden Maschinen oder Anlagen das gesamte Schädigungspotenzial von Standorten und darauf aufbauend von Wanderrouten ermittelt werden.

4.1 Identifizierung potenzieller Wanderwege

Standorte von Wasserkraftanlagen verfügen über mehrere Wandermöglichkeiten, über die Fische in das Unterwasser gelangen können. Dabei wird zwischen einer großräumigen und einer kleinräumigen Betrachtung unterschieden.

Großräumig verfügt beispielsweise der Standort in Abb. 4.1 über einen zweiten Gewässerarm, die Lache.

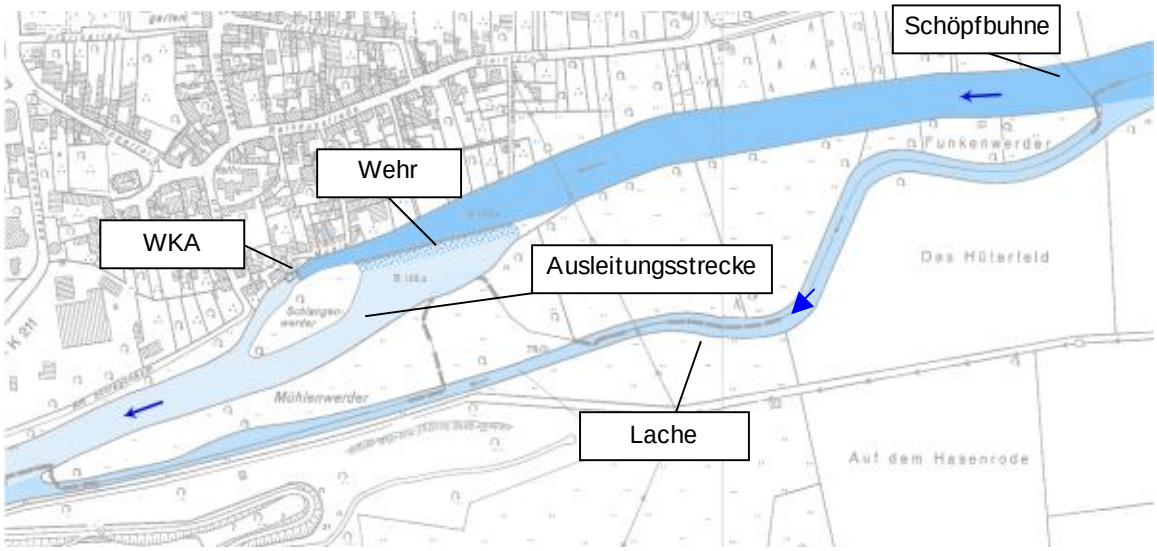


Abb. 4.1: Beispiel eines Wasserkraftstandorts mit mehreren Wanderkorridoren für den Fischabstieg

Die Durchgängigkeit der Lache ist für Lebewesen im Gewässer sowohl aufwärts als auch abwärts gegeben. Da die Hauptströmung und der überwiegende Teil des Abflusses jedoch zu Wehr und Wasserkraftanlage führt, ist die großräumige Auffindbarkeit der abwärts passierbaren Lache eher als gering anzusehen.

Abb. 4.2 zeigt einen Standort mit Flusskraftwerk, der großräumig nur über einen Zulauf verfügt und somit auffindbar ist. Kleinräumig existieren an diesem Standort aber unterschiedliche Wanderwege. Neben der Wasserkraftanlage (WKA) gibt es hier das Wehr und eine Schleuse und somit prinzipiell mehrere Wanderwege, die für den Abstieg zur Verfügung stehen. In diesem Beispiel wird der Abfluss vorwiegend über die Wasserkraftanlage abgegeben, so dass absteigende Fische diesem bevorzugt folgen und in die Turbinen gelangen werden. Die Schleuse wird nur bei Bedarf gefüllt und steht somit nicht dauerhaft für einen Abstieg zur Verfügung.

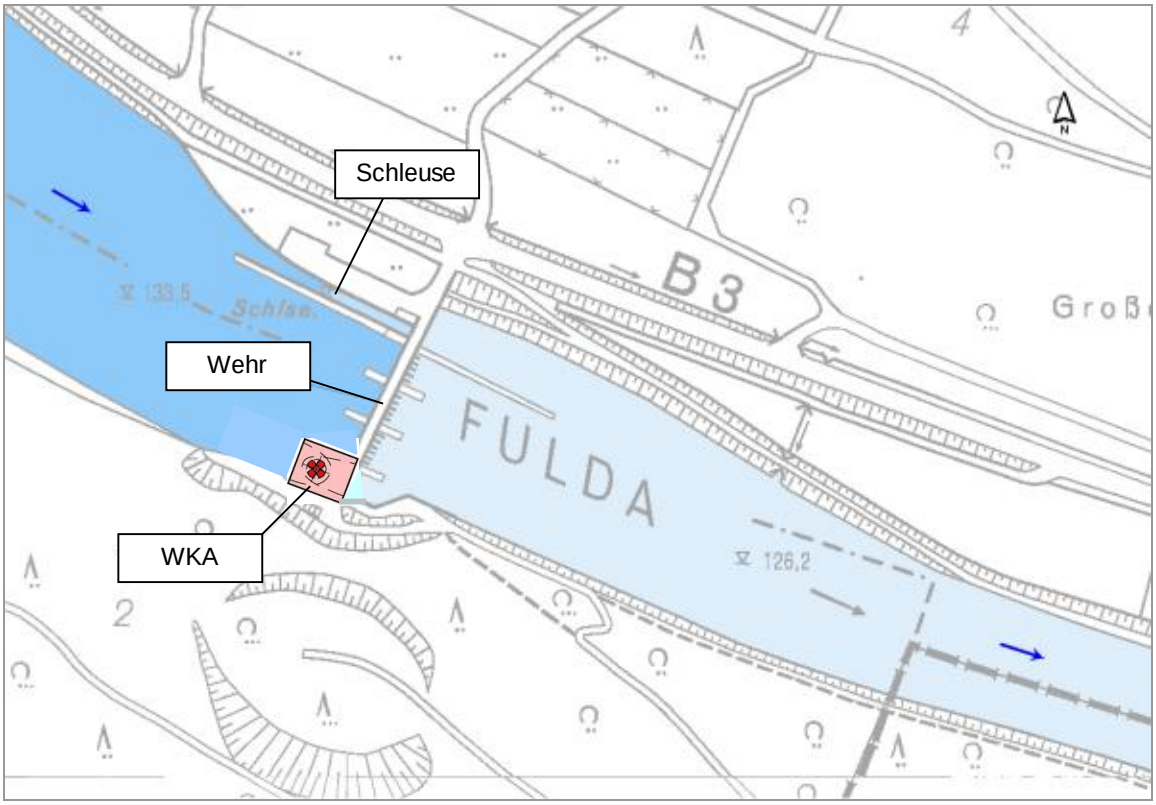


Abb. 4.2: Beispiel eines Wasserkraftstandorts mit Flusskraftwerk und Schleuse

Fischaufstiegsanlagen an einem Wehr oder einer Wasserkraftanlage können grundsätzlich für eine schadensfreie Abwanderung genutzt werden. Sie sind jedoch nicht bezüglich ihrer Auffindbarkeit für den Fischabstieg optimiert. Das heißt, dass der Ausstieg im Oberwasser möglichst in größerer Entfernung vom Einlauf zur Wasserkraftanlage positioniert sein sollte, damit die aufgestiegenen Fische nicht mit der vorhandenen Strömung in die Wasserkraftanlage geleitet werden. Die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage von Oberwasser ist daher für abstiegswillige Fische auf-

grund der geringen Strömung am Einlauf der FAA eher als mäßig bis gering zu bewerten.

Während bisherige Berechnungen von Schädigungsraten an Wasserkraftstandorten davon ausgingen, dass der Anteil der Fische, die ein Bauwerk beim Abstieg passieren, der Abflussaufteilung entspricht, wird durch neuere Untersuchungen deutlich, dass weitere Kriterien für die Verteilung der Fische eine entscheidene Rolle spielen.

So hat SCHMALZ (2010) Untersuchungen an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra durchgeführt. An diesem Standort gibt es eine Abflussaufteilung zwischen der Restwasserschnecke und der Wasserkraftanlage. Die Untersuchung zeigt, dass „auch wenn der Abfluss im Bereich der Restwasserschnecke (etwa 22 %) [...] im Vergleich zum Abfluss Richtung Wasserkraftanlage (etwa 78 %) verhältnismäßig gering war, ein großer Teil der Fische (knapp 60 %) im Bereich der Restwasserschnecke abstieg, da sich im Oberwasserbereich eine deutlich abwärts gerichtete Lockströmung in Richtung Restwasserschnecke ausbildete.“ Neben der Abflussaufteilung spielt hier also die Ausbildung der Lock- bzw. Leitströmung eine entscheidende Rolle.

Es ist daher erforderlich, zusätzliche Untersuchungen an Standorten mit verschiedenen Wanderwegen und Abflussverhältnissen durchzuführen, um die Kriterien zu ermitteln, die abwandernde Fische zur Wahl bestimmter Wanderwege veranlassen.

4.2 Mögliche Schädigungen bei der Abwanderung

Fische können bei der abwärts gerichteten Wanderung an Standorten mit Wasserkraftanlagen an verschiedenen Bauteilen geschädigt werden. Zu den wesentlichen gehören

- Wehre mit großen Abstürzen und/oder zu geringen Wassertiefen bzw. Störkörpern im Unterwasser,
- mechanische Barrieren wie Rechenanlagen,
- Wasserkraftmaschinen (Turbinen, Wasserkraftschnecken...).

Hinzu kommen Sekundäreffekte wie z.B. zeitliche Verzögerung bei der Abwanderung, Desorientierung und damit erhöhte Prädation.

Aktuelle fachliche Grundlagen und die derzeit formulierten Anforderungen an den Fischschutz wurden in Anlage A und B zusammengestellt.

Während die Passage über ein überströmtes Wehr meist ohne Schädigung erfolgt, besteht in einer Ausleitungsstrecke (vgl. Abb. 4.1) die Gefahr, dass diese Strecke bei zu geringem Mindestabfluss aufgrund geringer Fließtiefen nicht als Wanderweg zur Verfügung steht.

Abb. 4.3 veranschaulicht kleinräumig verfügbare Wanderwege an einer Wasserkraftanlage, die über Bypässe verfügt. Schädigungen sind hier vorwiegend am Rechen oder beim Durchwandern der Turbine zu erwarten. Dagegen können bei ausreichender Schutzwirkung des Rechens die Fische entweder in das Oberwasser entfliehen, oder bei guter Auffindbarkeit der verfügbaren Bypässe über diese ungeschädigt in das Unterwasser abwandern. Je nach Art der Turbine und Größe der Fische können diese auch ungeschädigt durch die Turbine gelangen.

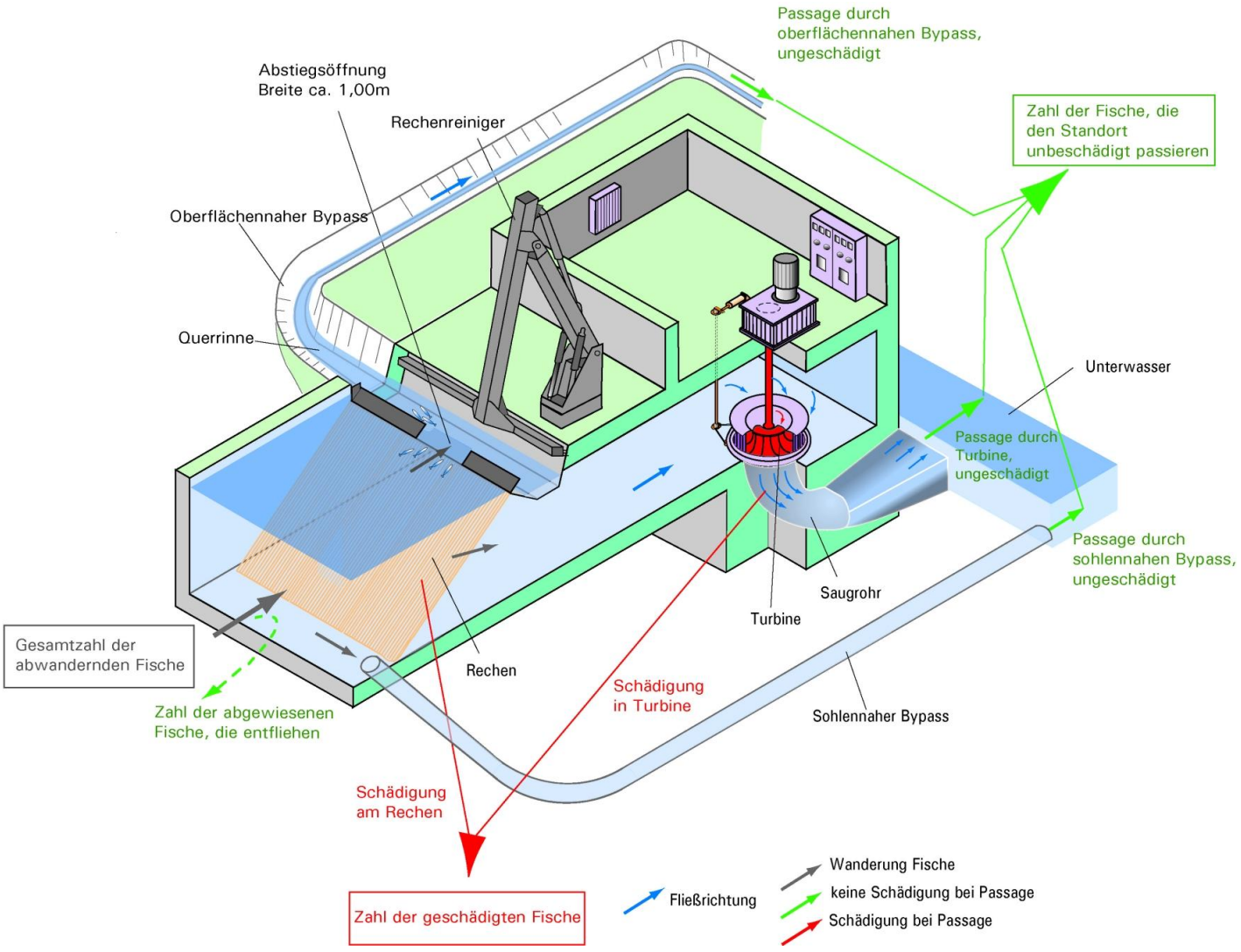


Abb. 4.3: Mögliche kleinräumige Wanderwege für abwandernde Fische an einer Wasserkraftanlage und deren Schädigungspotenzial

Die Schädigungen von Fischen in Wasserkraftanlagen können direkt oder zu einem späteren Zeitpunkt zum Tod führen, so dass neben Schädigungsraten auch Mortalitätsraten oder entsprechend Überlebensraten ermittelt werden. Die gesamte Schädigungs- oder Mortalitätsrate eines Wasserkraftstandortes ergibt sich aus den Raten der verschiedenen Wanderwege multipliziert mit der Verteilung der Fische auf die jeweiligen Wege. Das folgende Beispiel soll dies verdeutlichen (Abb. 4.4).

Beispiel zur Ermittlung der Überlebensrate an einem Standort mit Wasserkraftanlage

Die Gesamtzahl der abwandernden Fische, z.B. 1.000, erreicht bei ihrer Abwärtswanderung einen Standort mit Wasserkraftanlage. Zu diesem Zeitpunkt strömt der gesamte Abfluss zum Kraftwerk. Damit gelangen 1.000, d.h. alle Fische zur WKA.

Am Rechen vor der WKA wird ein Teil der Fische abgewiesen und entflieht zurück ins Oberwasser (z.B. 50 Fische). Die übrigen 950 Fische durchwandern den Standort in Richtung Unterwasser.

Ein Teil dieser Fische wird über den oberflächennahen Bypass und ein Teil über den sohlennahen Bypass geleitet (zusammen z.B. 500 Fische). Sie überwinden die gesamte Fischschutz- und Abstiegseinrichtung unbeschadet.

Weitere (z.B. 50) Fische werden vom Rechenreiniger erfasst oder anderweitig am Rechen geschädigt.

Die übrigen 400 Fische durchwandern den Rechen und gelangen in die Turbine.

Bei einer Überlebensrate für die Turbinenpassage von 81 %, gelangen unbeschadet 400*0,81 = 324 Fische in den Unterwasserkanal.

Insgesamt durchwandern von den 950 Fischen 824 den Standort unbeschadet. Die lokale Überlebensrate beträgt also 86,7 %.

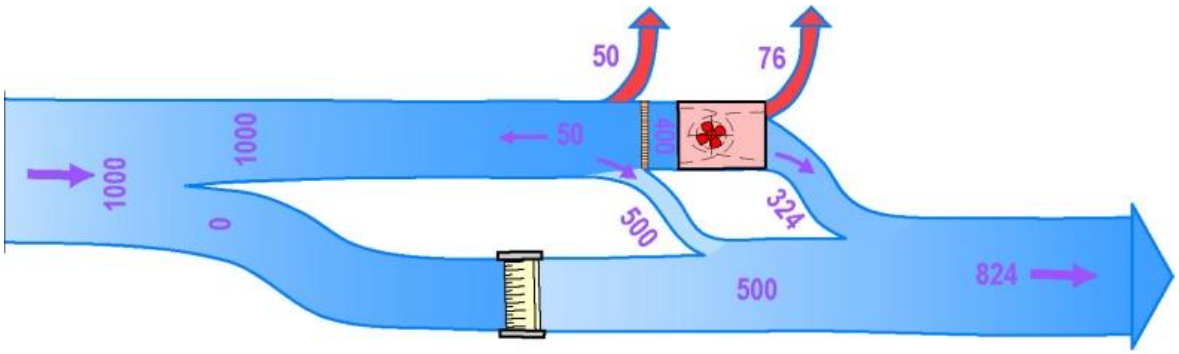


Abb. 4.4: Mögliche Aufteilung abwärts wandernder Fische auf verschiedene Wanderwege an einem Standort mit Wasserkraftanlage

Anders als im Beispiel dargestellt, verfügen die meisten Wasserkraftanlagen nicht über geeignete Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen. Die meisten Fische gelangen in die Turbine. Neben der Ermittlung der Schädigungsrate vor Ort, die sehr aufwändig ist, existieren für die Berechnung der turbinenbedingten Fischmortalität daher Prognosemodelle.

Demnach ist die turbinenbedingte Mortalität von Fischen abhängig von der Fischart und der Körperlänge der Tiere sowie von Turbinentyp und –größe, der Fallhöhe und den jeweiligen Betriebsbedingungen. Ein Vergleich der verschiedenen Prognosemodelle wird in KEUNEKE & DUMONT (2010) und KEUNEKE et al. (2011) gegeben.

Methoden, die für eine detaillierte Analyse der Schädigungsraten vor Ort anwendbar sind, und ein entsprechendes Untersuchungsdesign werden in den folgenden Kapiteln dargestellt.

5 Methoden zur Untersuchung der Funktionstüchtigkeit von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen

Obschon bereits das Preußische Fischereigesetz vom 11. Mai 1916 die Forderung enthielt, das Eindringen von Fischen in Triebwerke zu verhindern, sind Fischschutz- und -abstiegsanlagen in Deutschland bis heute so seltene Ausnahmen, dass sich hierzulande nicht einmal ein allgemeiner Stand der Technik definieren lässt (DWA 2005). Insofern besteht ein gewaltiger Untersuchungsbedarf sowohl bezüglich der Mechanismen der Fischabwanderung sowie der Wirksamkeit von Fischschutz- und -abstiegsanlagen.

Die bislang installierten Anlagen wurden jedoch kaum auf ihre Funktionsfähigkeit hin untersucht und wenn, dann häufig mit unzulänglichen Mitteln, so dass die getroffenen Bewertungen wenig verlässlich sind.

Nur auf der Basis gesicherter Erkenntnisse über die Fischabwanderung, die Mortalität an Wasserkraftwerken und Wasserentnahmebauwerken sowie die Funktionsweise und Wirksamkeit von Fischschutz- und -abstiegsanlagen aber können geeignete Techniken entwickelt, erprobt und verbessert werden.

Vor diesem Hintergrund werden im Folgenden Methoden dargestellt, die zur Untersuchung der Fischabwanderung und der dabei auftretenden Mortalität an wasserbaulichen Anlagen geeignet sind.

5.1 Ethohydraulische Laboruntersuchungen

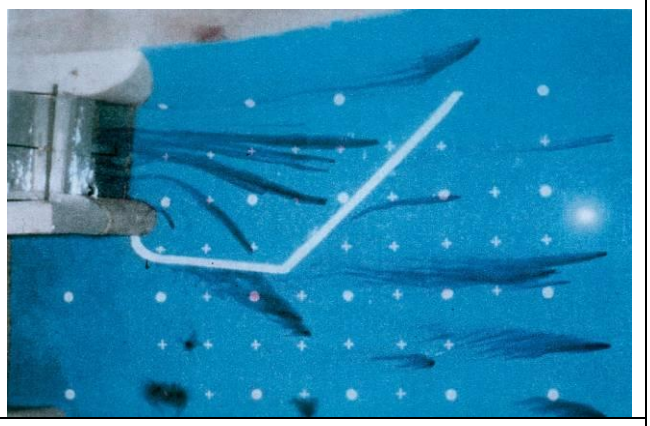
Grundlage für die Entwicklung funktionsfähiger Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen stellt das Wissen über das Verhalten von Fischen bei der Abwanderung, insbesondere bei der Annäherung an sie gefährdende Bereiche wasserbaulicher Anlagen dar. Da allerdings in diesen Bereichen eine direkte Beobachtung von Fischen aufgrund schlechter Sichtbedingungen infolge Dunkelheit, Trübung und Strömung sowie für den Menschen gefährlicher Gegebenheiten stark eingeschränkt ist, ist das benötigte Grundlagenwissen spärlich.

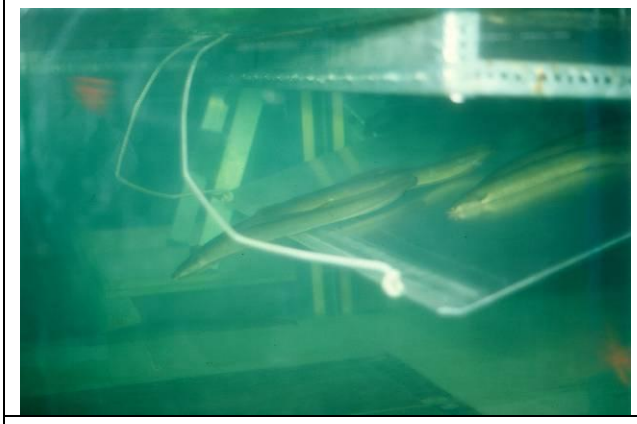
Einen Ausweg aus diesem Dilemma bietet die Ethohydraulik, die eine Erweiterung des klassischen wasserbaulichen Versuchswesens um Aspekte der Lebendtierbeo-

bachtung darstellt (Tab. 5.1): Hierzu werden in einem großskaligen, seitlich einsehbaren, so genannten ethohydraulischen Modellgerinne mit Hilfe von Einbauten und einer entsprechenden Steuerung des Versuchsstandes exakt diejenigen hydraulischen Bedingungen nachgebildet, die im fraglichen Bereich der realen Anlage herrschen. Hierfür müssen deren geometrische und hydraulische Eigenschaften bekannt sein. Gegebenfalls sind sie durch Freilandaufnahmen, numerische Strömungssimulationen oder an einem physikalischen Voll- oder Ausschnittsmodell zu ermitteln. Ist auf dieser Grundlage die situative Ähnlichkeit des ethohydraulischen Modells unter Berücksichtigung der einschlägigen Modellgesetze bewerkstelligt (LEHMANN & NESTMANN 2007), folgen ethohydraulische Tests. Bei diesen werden lebende einheimische Fische diverser Arten und Größen, die möglichst natürlichen Gewässern entstammen, mit der im Versuchsstand nachgebildeten Situation konfrontiert und ihre Verhaltensreaktion darauf analysiert. Es gilt hierbei Einzelreaktionen oder komplexere Verhaltensmuster zu erkennen, die im Sinne einer Antwort auf die dargebotene Situation reproduzierbar ablaufen. Durch Variation der verschiedenen geometrischen und hydraulischen Einzelparameter, die die jeweilige Situation erzeugen, ist es nicht nur möglich, die Fischrelevanz verschiedener Reize zu unterscheiden, sondern ggf. auch den einen Reiz zu identifizieren, der für die Auslösung einer spezifischen Reaktion ursächlich verantwortlich ist. Werden die relevanten Einstellungen im Anschluss an die Lebendtierbeobachtungen mit einschlägigen Messverfahren aufgemessen, kann anhand dieser so genannten ethohydraulischen Signatur sogar die Stärke des Primärreizes quantifiziert werden. In einem letzten Schritt werden schließlich die unter Laborbedingungen gewonnen Erkenntnisse über das Verhalten von Fischen in bestimmten baulichen und/oder hydraulischen Situationen in für die ingenieurtechnische Praxis anwendbare Vorschriften übersetzt. Diese dienen beispielsweise als Basis für die Konstruktion funktionsfähiger Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen und erlauben die Überprüfung bestehender Situationen anhand von fischrelevanten Grenzwerten oder Regeln. Eine detaillierte der Grundlagen, Methoden und bisherigen Befunde der Ethohydraulik als biologisch-ingenieurwissenschaftlicher Transdisziplin geben ADAM & LEHMANN (2011).

Obgleich bislang nur vergleichsweise wenige ethohydraulische Untersuchungen im In- und Ausland durchgeführt worden sind, wurden in Hinblick auf die Funktionsfähigkeit bestehender sowie der Entwicklung neuer Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen bereits diverse praxisrelevante Erkenntnisse gewonnen. Diese fanden nicht nur Eingang in allgemeine Publikationen, Regelwerke sowie Wasser- und Fischereigesetze (Tab. 5.2, u. a. DUMONT et al. 2005, DWA 2005), sondern wurden zum Teil zwischenzeitlich durch Freilanduntersuchungen abgesichert.

Tab. 5.1: Illustration des Ablaufs einer ethohydraulischen Untersuchung am Beispiel der Machbarkeitsstudie zur Vermeidung der Schädigung von Aalen am Wasserkraftwerk Wahnhausen an der Fulda (Arbeitsgemeinschaft Gewässersanierung 1998)

	An dem 20 mm Rechen im 10 m breiten Einlauf in das Wasserkraftwerk Wahnhausen an der Fulda starben alljährlich abwandernder Aale in großer Zahl. Es galt die Frage nach den Ursachen und mögliche Gegenmaßnahmen zu beantworten.
An einem wasserbaulichen Modell vom Einlauf im Maßstab 1: 20 wurden an der Technischen Universität Darmstadt die hydraulischen Bedingungen untersucht. Es wurde festgestellt, dass die Anströmgeschwindigkeit vor einem unverlegten Rechen mehr als 1 m/s beträgt.	
	In die großskalige 30 m lange, 2 m breite und 1,5 m hohe gläserne Laborrinne im wasserbaulichen Versuchslabor der Technischen Universität Darmstadt wurde ein ethohydraulischer Versuchsstand eingebaut.

Es wurde darin ein 20 mm-Rechen installiert und dieser in einer Testserie mit unterschiedlichen Anströmgeschwindigkeiten von minimal 0,2 m/s bis maximal > 1,0 m/s beaufschlagt.	
	In den ethohydraulischen Tests wurden Aale mit einer Mindestkörperlänge von 50 cm in das Gerinne entlassen.
Es zeigte sich, dass bei Anströmgeschwindigkeiten ab 0,5 m/s Aale gegen den Rechen gepresst werden und nicht mehr entfliehen können. Dieses Verhalten wird heute international als „Impingement“ bezeichnet.	
	Typische Schadensbilder, die durch Impingement hervorgerufen werden. Um dieses Schadensbild zu vermeiden, darf die Anströmgeschwindigkeit einer mechanischen Barriere zumindest zu Zeiten der Aalabwanderung 0,5 m/s nicht überschreiten.

Tab. 5.2: Beispiele für Erkenntnisse aus ethohydraulischen Tests und Freilanduntersuchungen zum Verhalten abwandernder Aale gegenüber Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen

Aspekt	Erkenntnis	Autor
Annäherung von Aalen an Wanderbarrieren	Ethohydraulik:Erfolgt in allen Wassertiefen	ADAM et al. (1999)
	Freilanduntersuchung: Erfolgt in allen Wassertiefen	BROWN et al. (2007)
Anströmgeschwindigkeit vor mechanischen Barrieren verursacht Schäden bei Aalen	Ethohydraulik: Ab $v_a \geq 0{,}5$ m/s werden Aale geschädigt	ADAM et al. (1999)
	Ethohydraulik: Ab $v_a \geq 0{,}5$ m/s werden Aale geschädigt	RUSSON et al. (2010)
	Freilanduntersuchung: Ab $v_a \geq 0{,}4$ m/s werden Aale geschädigt	TRAVADE et al. (2010)
Passierbarkeit von Rechen für Aalen	Ethohydraulik: 20 mm-Rechen werden von Aalen mit Körperlängen bis zu 70 cm passiert	ADAM et al. (1999)
	Ethohydraulik: 20 mm-Rechen werden von Aalen mit Körperlängen bis zu 71 cm passiert	TRAVADE et al. (2010)
Verhalten von Aalen an Wanderbarrieren	Ethohydraulik: Vor unpassierbaren Rechen führen Aale eine Umkehrreaktion durch	ADAM et al. (1999)
	Freilanduntersuchung: Selbst vor passierbaren Rechen führen Aale eine Umkehrreaktion durch	JANSEN et al. (2007)
Auffindbarkeit von Bypässen	Ethohydraulik: Aale nehmen einfache Öffnungen, z. B. von Aalrohren nicht als Bypässe an	ADAM et al. (1999)
Zulässige Anströmgeschwindigkeit vor Verhaltensbarrieren	Ethohydraulik: Aale reagieren auf Verhaltensbarrieren bestenfalls bei Anströmgeschwindigkeiten $< <$ 0,3 m/s	ADAM et al. (1999)
Scheuchwirkung von Licht	Ethohydraulik: Aale reagieren nicht verlässlich auf Stroboskoplicht	ADAM et al. (1999)

Aspekt	Erkenntnis	Autor
Scheuchwirkung von Geräuschquellen	Ethohydraulik: Aale nehmen Geräuschquellen geringer Energie und Frequenz nicht wahr	KAMPKE et al. (2008)
	Freilanduntersuchung: Aale reagieren nicht auf Infrasound-Scheuchanlagen	SUBRA et al. (2007)

5.2 Beobachtungsmethoden im Freiland

5.2.1 Sichtbeobachtung

In Fließgewässern ist eine direkte Beobachtung von Fischen aufgrund von Trübung, Lichtbrechung und Reflexionen kaum möglich. Entsprechend können von oberhalb der Wasseroberfläche allenfalls Einzelbeobachtungen erfolgen, denen ein eher anekdotischer Charakter zukommt. So erwies sich der Versuch von SCHIEMENZ (1962), aus der Beobachtung von Fischen bei der Überwindung eines „Felsenwehres“ Rückschlüsse für die Anforderungen an Fischaufstiegsanlagen abzuleiten, als nicht zielführend.

Bei ausreichender Sichttiefe ist es grundsätzlich möglich, durch Einsatz von Tauchern Fische unter Wasser direkt zu beobachten oder ihr Verhalten mit Hilfe von Unterwasser-Videokameras zu filmen (NEMETH & ANDERSON 1992, KNUDSEN et al. 1997). Auf diese Weise wurde verschiedentlich die Reaktion von Fischen auf Verhaltensbarrieren untersucht. Auch hierbei besteht allerdings das grundsätzliche Problem, über die bloße Beschreibung des Verhaltens unter den gegebenen Bedingungen hinaus zu belastbaren Aussagen zu kommen.

Verhaltensbeobachtungen durch ein Sichtfenster, eine übliche Methode bei Laboruntersuchungen (Kap. 5.1), gestalten sich in natürlichen Fließgewässern äußerst aufwändig. Entsprechend wurden solche Versuche bislang vor allem in künstlich angelegten Kanälen unternommen, in die Beobachtungsschächte integriert waren. Während eine derartige Anlage an der Nivelle in Frankreich vor allem der Beobachtung des Laichverhaltens von Salmoniden diente (BEALL & MARTY 1983, 1987, Abb. 5.1), nutzte GÖHL (2004) einen Versuchskanal mit Beobachtungsschacht auf dem Gelände der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU München

in Obernach dazu, das Abwanderverhalten von Blankaalen und ihre Reaktion an Rechen zu untersuchen (Abb. 5.2).

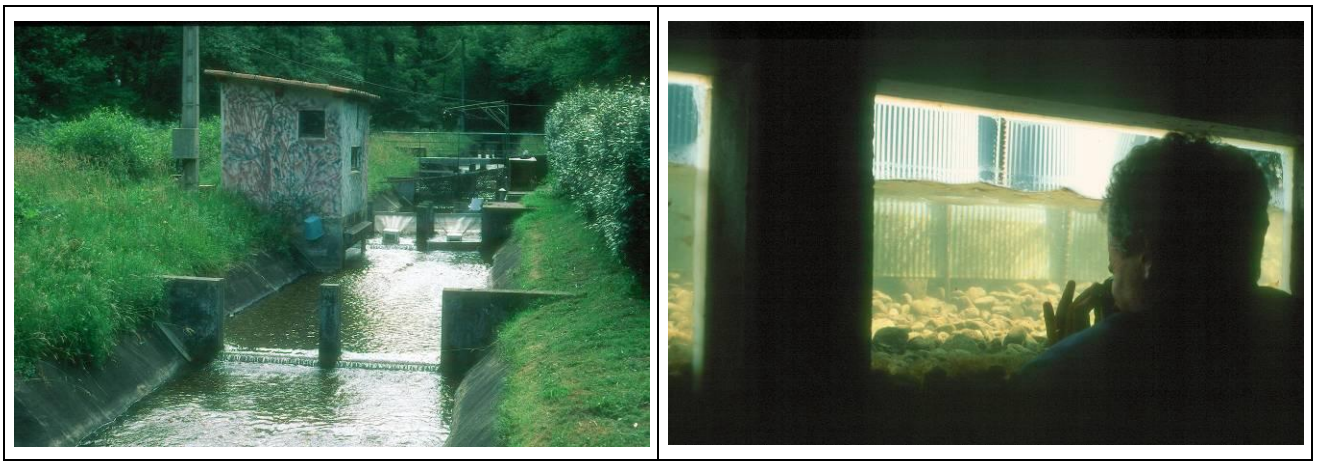
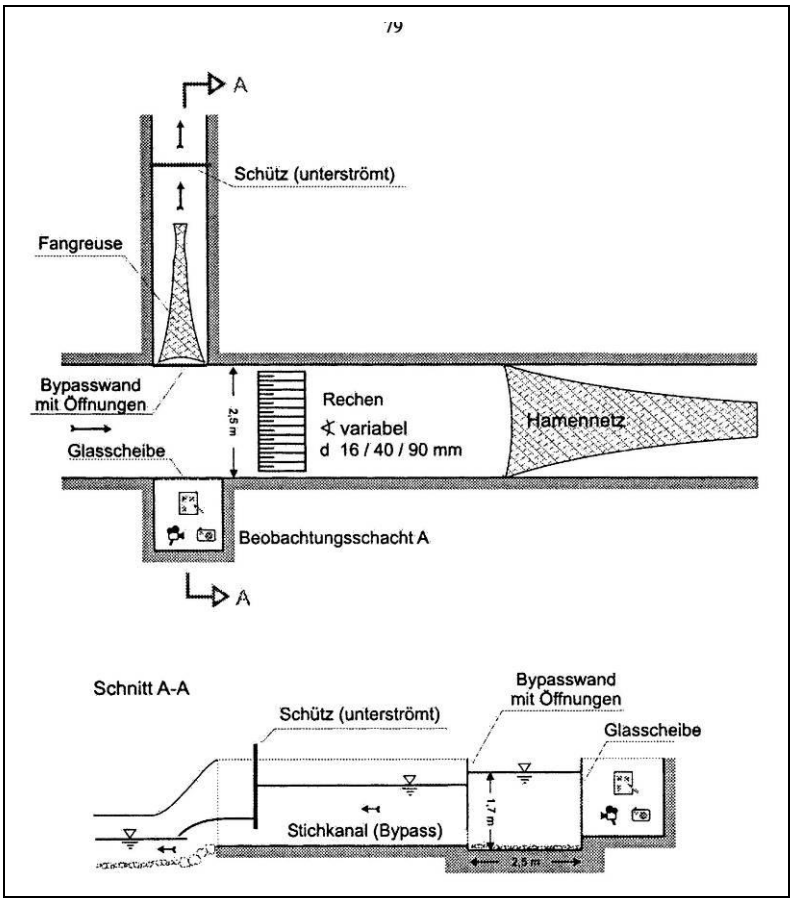


Abb. 5.1: Künstlicher Beobachtungskanal an der Nivelle (Frankreich) und Blick aus der Beobachtungsstation ins Gerinne

Abb. 5.2:
Anordnung von Rechen, Bypaß und Beobachtungsschacht von GÖHL (2004) zur Untersuchung der Blankaalabwanderung in einem Freilandkanal (schematisch)



Insgesamt sind Sichtbeobachtungen von Fischen unter Freilandbedingungen enge Grenzen gesetzt. Deutlich bessere Möglichkeiten bieten demgegenüber moderne Echolottechniken (Kap. 5.2.2) oder aber Verhaltensbeobachtungen unter Laborbedingungen (Kap. 5.1).

5.2.2 Echolot

Bereits TESCH (1964) und BRAITHWAITE (1971) experimentierten mit Echoloten zur Dokumentation der Wanderaktivität von Fischen in Fischaufstiegsanlagen. Ähnliche Versuche zur Untersuchung der Fischabwanderung wurden von RAEMHILD et al. (1985) am Columbia River (USA) durchgeführt und FIEDLER & GÖHL (2006) ermittelten mit Hilfe eines Echolots die Schwimmtiefe abwandernder Fische bei der Annäherung an das Wasserkraftwerk Dettelbach am Main (Bayern). Dennoch hat sich diese Technik nicht durchgesetzt, vor allem weil lediglich Passagen von Fischen gezählt werden können, während eine Art- und Größendifferenzierung kaum möglich ist. Im Falle abwandernder Fische ist selbst die Unterscheidung von Treibgut nicht zuverlässig möglich.

Neuartige Beobachtungsmöglichkeiten ergeben sich mit modernen Splitbeam-Echoloten, die unabhängig von den Lichtverhältnissen und der Wassertrübung videoähnliche Bildsequenzen mit hoher Bildauflösung liefern (Abb. 5.3) und deshalb auch als akustische Kamera bezeichnet werden (SCHMIDT 2010).

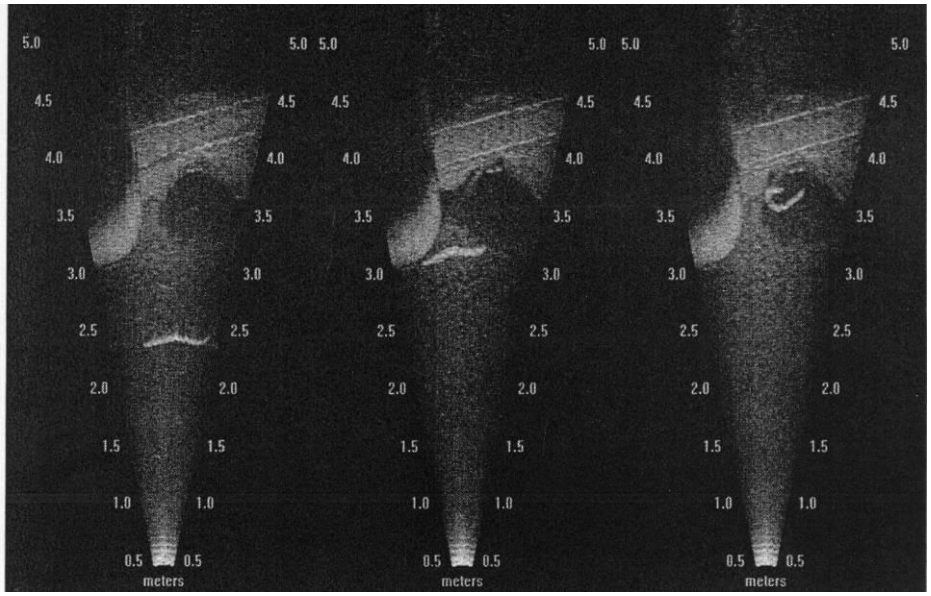


Abb. 5.3: Bildsequenz aus drei Standbildern eines Splitbeam-Echolots, die das Verhalten eines Blankaals am sohlennahen Bypasssystem eines Wasserkraftwerks zeigt (SCHMIDT 2010)

Allerdings sind solche Geräte aufgrund der extrem hohen Anschaffungskosten in Europa bislang nur vereinzelt im Einsatz, so dass erst die Zukunft die Möglichkeiten und Grenzen dieser Methode aufzeigen wird. Hierbei stellt sich vor allem die Frage, in wie weit es möglich sein wird, anstelle von Sichtbeobachtungen mit anekdotischen Charakter, wie z. B. von HOFFMANN et al. (2010) an einem Wasserkraftwerk an der Ruhr (Nordrhein-Westfalen), zu quantifizierbaren und damit belastbaren Befunden zu kommen.

5.3 Fangmethoden

Die Basis von Untersuchungen zur Fischabwanderung und zum Fischschutz bildet in der Regel der Fang von Fischen, sei es um Schädigungsraten nach der Turbinenpassage zu ermitteln, die Aufteilung abwandernder Fische auf unterschiedliche Wanderkorridore zu quantifizieren oder die Wirksamkeit von Fischschutz- und -abstiegsanlagen zu untersuchen.

Hierbei stellt sich einerseits stets die Frage nach der Effektivität der Fangmethode, andererseits sind in der Regel nur solche Verfahren zu empfehlen, die nicht ihrerseits Fischschäden verursachen.

5.3.1 Fanggeräte der Berufsfischerei

Der Einsatz berufsfischereilicher Methoden hat häufig den Vorteil, dass geeignete Fanggeräte und in ihrem Einsatz erfahrenes Personal zur Verfügung stehen. Zudem lassen sich bestimmte Fragestellungen allein durch die Auswertung der Fänge von Berufsfischern bearbeiten, so dass der Beprobungsaufwand gering gehalten werden kann.

5.3.1.1 Hamen

Als Hamen bezeichnet man grundsätzlich trichterförmige Netze mit großem Öffnungsquerschnitt, die in der Strömung exponiert werden, um abdriftende Fische zu fangen. Nach BÜRGER (1926) waren ursprünglich zwei verschiedene Varianten gebräuchlich; der Ring- oder Pfahlhamen und der Aalhamen.

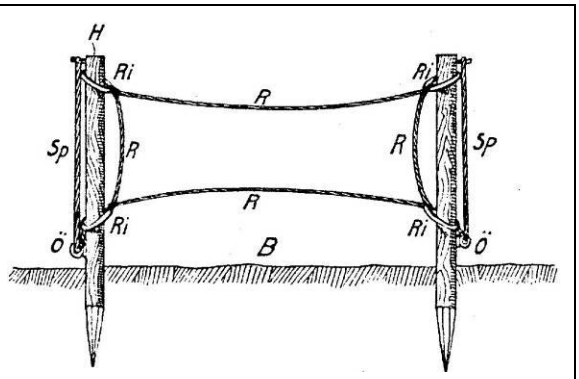
Beim Pfahlhamen (Abb. 5.4) wurden eisenbeschlagene Holzpfähle in den Flussgrund gerammt. Über diese Pfahle wurden jeweils zwei Ringe geschoben, an denen die

Randleine eines runden Garnschlauchs befestigt war. Die beiden oberen Ringe wurden fest an den Pfählen fixiert, während die beiden unteren Ringe an einer Leine befestigt waren. Diese Leine wurde durch Ösen am unteren Ende des Pfahls geführt. Durch Anziehen der Leinen wurden die unteren Ringe nach unten gezogen und die Hamenöffnung auf diese Weise auseinander gespreizt.

Die Öffnung derartiger Pfahlhamen war üblicherweise ca. 4 m breit und ca. 1,5 m hoch. Das Netz war ca. 8 m lang und verjüngte sich sukzessive. Am Ende wurde ein separater Fangsack befestigt, der mit zwei Kehlen ausgestattet war, die ein Entweichen gefangener Fische verhinderte.

Abb. 5.4:
Ringhamen (schematisch).

H. = Holzpfähle mit eisenbeschlagenen Spitzen.
R: = Randleinen.
Ri: = Netzhaltering
Ö: = Ösen für die Sperrleinen
B: = Flussboden
(BÜRGER 1926)



Ähnlich aufgebaut war auch der Aalhamen (Abb. 5.5). Er wurde allerdings nicht an Pfählen befestigt, sondern hatte einen festen Rahmen, der auf dem Flussgrund aufstand. An den vier Ecken des Rahmens war der Aalhamen über Leinen an einem Anker befestigt, der stromaufwärts fest im Flussgrund verankert war. Bei einem Nachlassen der Unterleinen drückte die Strömung den unteren Holm des Rahmens stromabwärts und der obere Holm kippte nach vorn, so dass die Hamenöffnung kollabierte und der Fang geborgen werden konnte. Durch Spannen der Unterleinen wurde der Hamen anschließend wieder auf Fang gestellt. Mit dieser Konstruktion ließen sich Hamenöffnungen bis ca. 6,2 m Breite und knapp 4 m Höhe realisieren.

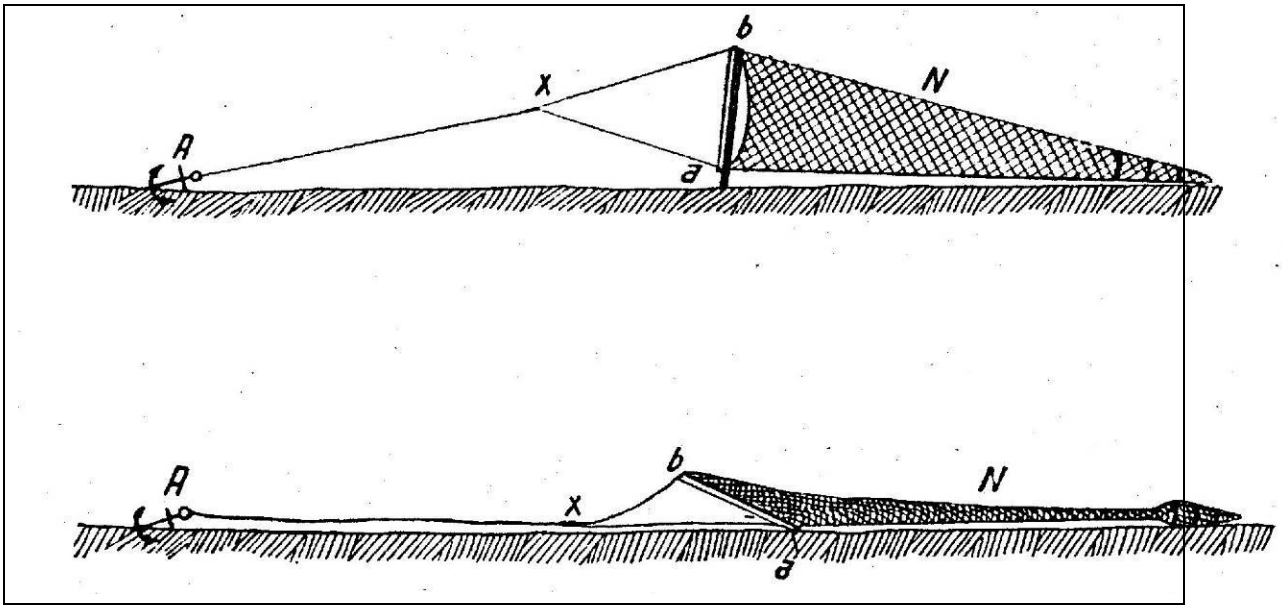


Abb. 5.5: Aalhamen. oben: Stellung des Gerätes beim Fang. unten: Stellung beim Einholen (Überkippen des Rahmens). A = Anker, x = Treffpunkt der Ober- und Unterleinen, a und b = Rahmen, N = Netz (BÜRGER 1926)

Der Nachteil dieser beiden Fanggeräte, die vor allem zum Aalfang eingesetzt wurden, bestand darin, dass ihre Exposition und Handhabung mühsam und zeitraubend war. Zudem konnten sie nur in Ufernähe und bei nicht zu starker Strömung eingesetzt werden (BÜRGER 1926). Deshalb sind solche Hamen in der heutigen Fischerei nicht mehr in Gebrauch.

An Stelle dessen werden so genannte Schokker betrieben, bei denen hamenartige Netze an einem Schiff (Kap. 5.3.1.2) oder an einem so genannten Scherbretthamen (Abb. 5.6 bis Abb. 5.9) montiert werden. Letzterer wurde Ende der 1930er Jahre vom Elbfischer Köthke erfunden (KLUST 1956, INSTITUT FÜR NETZFORSCHUNG 1956), um den großvolumigen Fangsack vom Ufer des Flusses aus exponieren zu können. Das Fanggerät besteht im wesentlichen aus dem eigentlichen Hamen mit Steert, dem Scherbrett mit einer Steuervorrichtung und Haltetrossen (Abb. 5.6). Der Netzsack des Scherbretthamens ist oberstrom mit vertikal ausgerichteten Leitnetzen ausgestattet, die trichterförmig auf die Hamenöffnung zu führen.

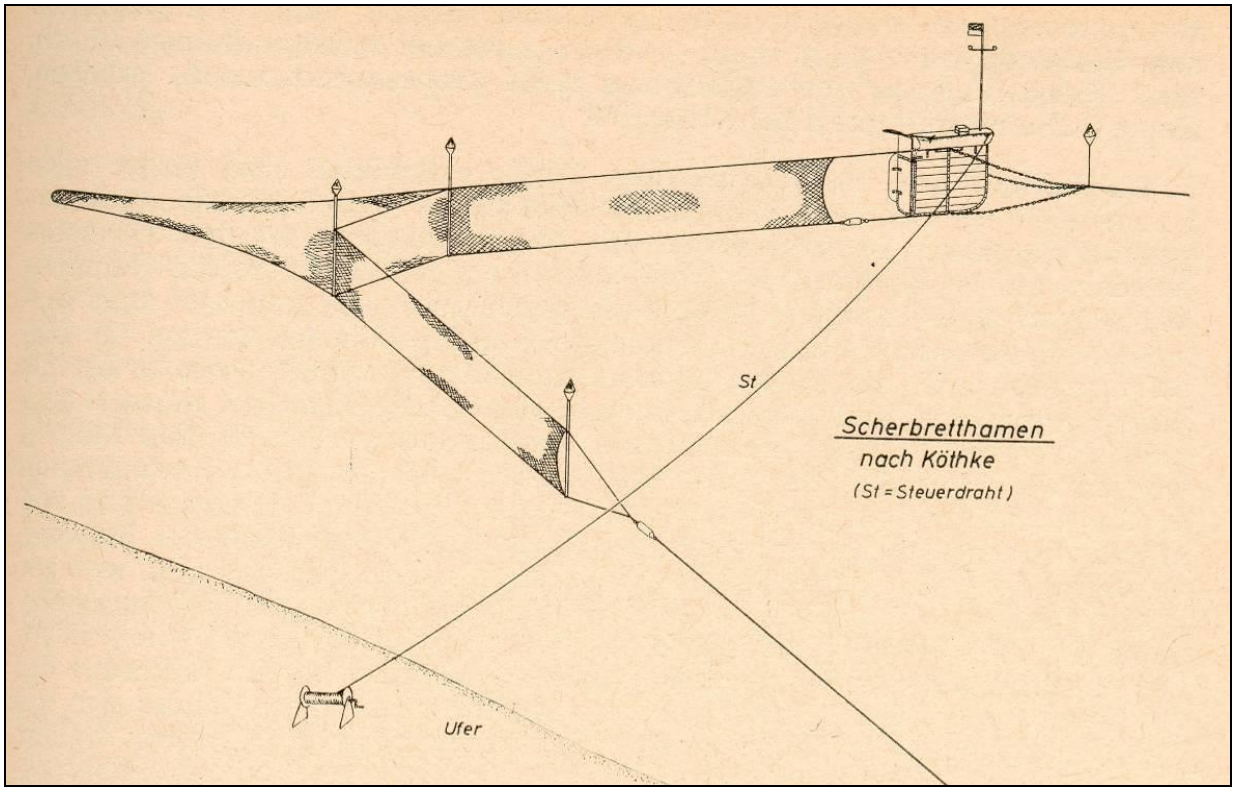


Abb. 5.6: Scherbretthamen, schematische Darstellung (KLUST 1956)

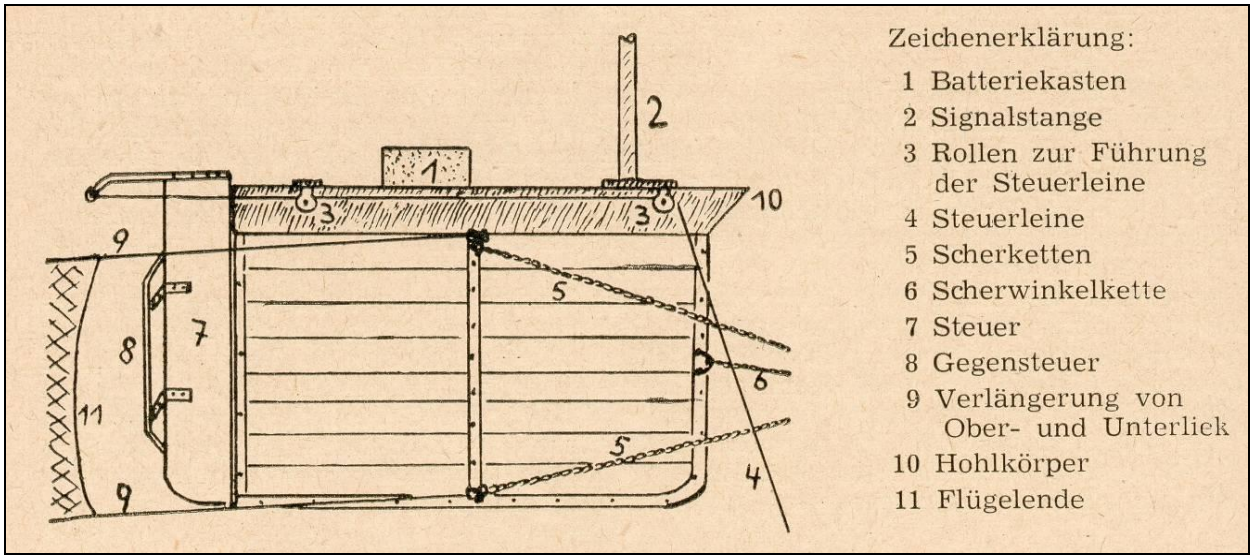


Abb. 5.7: Das Scherbrett mit Steuervorrichtung, schematische Darstellung (KLUST 1956)

Den Abschluss des nach dem freien Wasser stehenden Flügels bildet das Scherbrett (Abb. 5.8). Es ist die für die Handhabung wichtigste Vorrichtung des Fanggerätes und spannt, in bestimmtem Winkel gegen die Strömung gestellt, das Netz seitlich auseinander. Damit das Scherbrett an der Wasseroberfläche schwimmt, ist es mit einem metallenen Hohlkörper ausgestattet. Der uferseitige Flügel des Scherbretthamens wird über eine Haltetrosse am Ufer befestigt. Der wasserseitige Flügel des Leitnetzes ist am Scherbrett angeschlagen und wird über eine weitere Haltetrosse am selben Ufer abgespannt, die jedoch wesentlich weiter stromaufwärts befestigt wird.

Um den Scherbretthamen zu öffnen, wird das Scherbrett mit Hilfe eines am stromabwärtigen Ende befindlichen Steuerblattes in die Strömung gestellt und driftet, von der Strömung angetrieben, selbsttätig in Strommitte. Wird das Steuerblatt umgelegt, driftet das Scherbrett zurück ans Ufer. Grundsätzlich ist es auch möglich, das Scherbrett über einen Steuerdraht mittels einer Seilwinde von Land aus zu bedienen. An der Mittelweser, wo nur der Fischereibetrieb der Gebr. Dobberschütz ein solches Gerät im Einsatz hat, erfolgt die Bedienung des Scherbrettes vom Boot aus.

Grundsätzlich ähnelt der Scherbretthamen im Aufbau und in der Handhabung somit einem Schokkerhamen. Allerdings ist das Netz mit Flügeln ausgestattet und es wird nicht vertikal zwischen Ober- und Unterbaum, sondern horizontal zwischen dem Ufer und dem Scherbrett aufgespannt. Auf diese Weise sind wesentlich größere Öffnungsweiten des Hamens bis ca. 40 m zu realisieren. Jeder Scherbretthamen muss konstruktiv auf die jeweiligen Strömungsverhältnisse ausgelegt sein und kann deshalb nur in engen Grenzen an unterschiedliche Abflüsse angepasst werden. Vor diesem Hintergrund kann der Scherbretthamen ggf. in Ergänzung von Schokkern zur Dokumentation der Dynamik der Abwanderung genutzt werden. Seine Einsatzmöglichkeiten sind jedoch begrenzt.

Abb. 5.8: Scherbrett des Hamens des Fischereibetriebs Gebr. Dobberschütz

Abb. 5.9: Durch Umlegen des Steuerblattes driftet das Scherbrett selbsttätig vom Ufer in Flussmitte

5.3.1.2 Schokker

Der Schokker ist ein fischereiliches Spezialfahrzeug, das um das Jahr 1900 in den Niederlanden entwickelt wurde (Abb. 5.11 bis Abb. 5.14. Es handelt sich um ein Schiff von ca. 14 bis 18 m Länge und 4,5 bis 5,2 m Breite, das über keinen eigenen Antrieb verfügt, sondern an Ketten und Trossen uferseits verankert ist.

Das eigentliche Fanggerät, der Hamen, ist ein kegelförmiger, vorn und hinten offener Netzschlauch. Die der Strömung zugewandte große Hamenöffnung hat eine Breite von ca. 10 bis 12 m und eine Tiefe von ca. 4 bis 6 m. Die hintere kleine Öffnung hat einen Durchmesser von in der Regel 0,5 m. Das Netz besteht aus mehreren, verschieden dicken Garnsorten. Am vorderen Ende mit der dicksten Sorte beginnend, werden große, ca. 15 bis 20 cm weite Maschen gestrickt, denen in Abständen von etwa 1 Meter stetig dünneres Garn mit kleineren Maschen folgt, bis zu einer Maschenweite von ca. 3 cm am Ende des insgesamt ca. 30 m langen Netzschlauchs. Zugleich wird mit zunehmendem Abstand von der großen Hamenöffnung die Anzahl der Maschen reduziert, woraus sukzessive eine Verjüngung resultiert. Am Ende des Hamens ist schließlich ein Fangsack von 2 bis 4 Meter Länge, der so genannte Steert befestigt (Abb. 5.13), der mit einer Maschenweite von nur 1,2 cm den Fang aufnimmt.

Schokker können entweder einseitig mit einem, oder beidseitig mit zwei Hamen ausgestattet werden. Diese werden seitlich neben dem Schiffsrumpf zwischen einem Ober- und einem Unterbaum montiert (Abb. 5.11 b: O und U). Um die Hamenöffnungen rechtwinklig zum Schocker zu orientieren, sind beide Bäume über Drahtseile (Abb. 5.11 c: Sp und H) jeweils an beiden Enden zum Oberwasser hin abgespannt.

Der Oberbaum ist fest fixiert und befindet sich auf bzw. kurz oberhalb der Wasseroberfläche. Der Unterbaum kann über Seilzüge, die sogenannten Unterbaumdrähte (Abb. 5.11 b: 3a und 3b) gehoben und abgesenkt werden. Hierzu wird das Seil über eine Umlenkrolle am Mast zu einer Seilwinde (W) auf dem Deck des Schokkers geführt. In Ruhestellung ist der Unterbaum bis auf das Niveau des Oberbaumes angehoben (Abb. 5.11). Um das Netz zu öffnen, wird der Unterbaumdraht gelockert und der Unterbaum senkt sich ab. Zur Vermeidung von Beschädigungen des Netzes wird er nicht ganz auf den Gewässergrund abgelassen, sondern ca. 0,5 m über der Sohle fixiert. Er ist mit einer schweren Kette umwickelt, die den Spalt zwischen Hamen und Gewässergrund versperren soll, vor allem aber dazu dient, den Unterbaum so zu beschweren, dass er aufgrund seines Eigengewichtes absinkt.

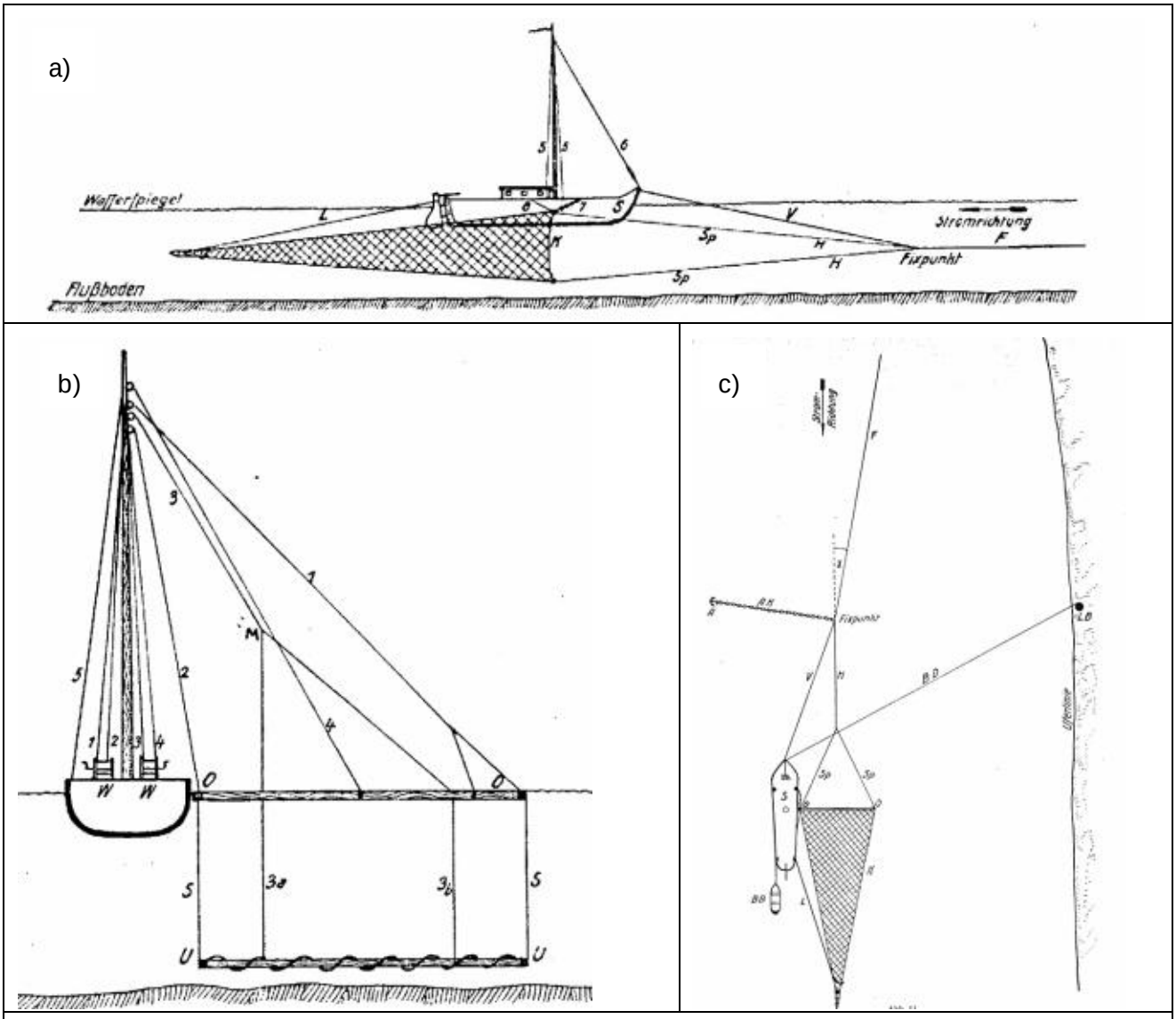
Weil die Aalabwanderung vorwiegend nachts erfolgt, werden die Hamen eines Schokkers in der Regel gegen Abend exponiert. Hierzu wird zunächst der Steert am Ende des Hamens befestigt und dann der Unterbaum abgesenkt, um den Hamen zu öffnen. Ist der Treibgutanfall und/oder Fang gering, bleibt der Schokker die ganze

Nacht in Fangposition. Am nächsten Morgen wird zunächst der Unterbaum gehoben, so dass sich die Hamenöffnung schließt und der Hamen nicht mehr dem Wasserdruck ausgesetzt ist. Dann wird der Fang geborgen, indem der Steert ins Beiboot geholt und dort entleert wird.

Bevor der Schokker wieder eingesetzt werden kann, muss das Hamennetz von Unrat und Treibgut gereinigt werden (Abb. 5.11). In Zeiten hohen Treibgutanfalls und während starker Aalabwanderereignisse wird der Fang mehrmals in der Nacht geborgen und/oder der Hamen gereinigt, bevor er wieder exponiert werden kann.

Detaillierte Beschreibungen der Schokkerfischerei wurden von BÜRGER (1926) sowie von HAUNS & HAUNS (1996) verfasst.

Abb. 5.10: Schokker des Fischereibetriebs der Gebr. Dobberschütz, in Ruhestellung mit angehobenem Unterbaum (Ansicht in Fließrichtung)



1 = Außeneck	H = Hahnenpoten
2 = Inneneck	K = Kuile = Hamen
3a und 3b = Unterholzketten oder -drähte	L = Leittau
4 = Mittelmännchen	LB = Landboller oder Landpfahl
5 = Mastwand	O = Oberbaum (Oberholz)
5 Mastwand	S = Schokker
6 Stach	S = Seitendrähte des Hamenrahmens
7 Bollerkette	Sp = Sprenkel
A = Anker	ß Hengstzaum
AK = Ankerkette	U = Unterbaum (Unterholz)
BB = Beiboot	V = Vordraht
BD = Beidraht	W = Mastwinden
F = Landdraht oder Fischdraht	WO = Wasseroberfläche
FB = Flussboden	x = Winkel zwischen Stromrichtung u. Fischdraht

Abb. 5.11: Hamen in Längsschnitt (a), Querschnitt (b) und Aufsicht (c) (BÜRGER 1926)

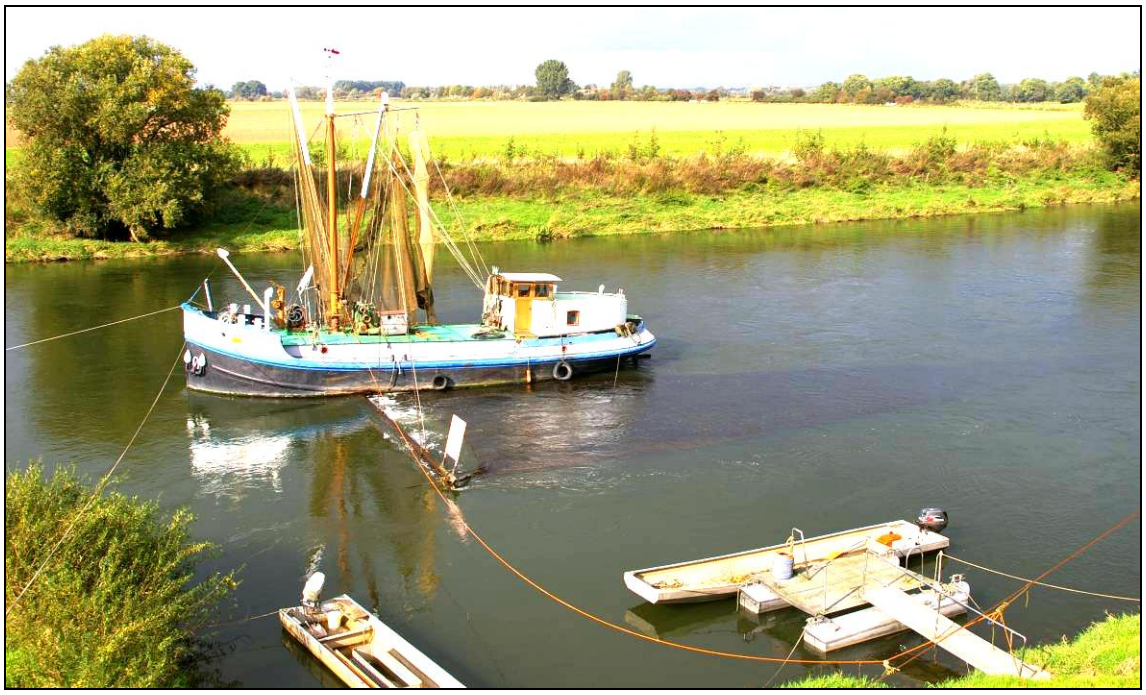


Abb. 5.12: Schokker des Fischereibetriebs Gebr. Dobberschütz (Seitenansicht); der Hamen erstreckt sich als dunkler Schatten von seitlich neben bis weit hinter dem Rumpf

Abb. 5.13: Steert eines Hamens

Abb. 5.14: Nach der Fangphase müssen Hamen und Steert von Treibgut gereinigt werden, bevor das Gerät wieder exponiert werden kann

Schokker waren in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ein weit verbreitetes fischereiliches Gerät, das vor allem zum Fang von Blankaalen verwandt wurde. In der Nachkriegszeit erschwerte jedoch zunehmend der in großen Mengen driftende Abwasserpilz den Einsatz, so dass die Schokkerfischerei weitgehend zum Erliegen kam. Heute sind nur noch wenige Schokker in Betrieb, so beispielsweise an Main und Mosel sowie an der Mittelweser.

Die Datenerhebung mittels Schokkern hat den erheblichen Vorteil, dass die Fanggeräte speziell während der Abwandersaison der Blankaale ohnehin im Einsatz sind. Die Kosten beschränken sich somit auf eine Vergütung des zusätzlichen Aufwandes, den die Berufsfischer über ihre Routinearbeit hinaus betreiben müssen. Weil die Schokker zumindest in der Hauptabwanderzeit weitgehend kontinuierlich im Einsatz sind ist es zudem möglich, das Abwandergeschehen über einen längeren Zeitraum mehr oder weniger lückenlos zu dokumentieren.

Allerdings erfassen Schokker nur einen Teil der Gesamtabwanderung, der an der Mittelweser in der Saison 2008/09 auf ca. 16 % beziffert wurde (SCHWEVERS et al. 2010a). Entsprechend kann zwar die Dynamik der Abwanderung erfasst werden,

eine Quantifizierung der absoluten Abwanderung ist jedoch nur in Kombination mit Fang-Markierungs-Wiederfang-Untersuchungen (Kap. 6.3) möglich.

Zudem kann von den Schokkerfängen, ähnlich wie im Falle von Teilhamen (Kap. 5.3.2.2), nicht zuverlässig auf die tatsächliche turbinenbedingte Mortalität hochgerechnet werden.

5.3.1.3 Stationäre Fanganlagen

Traditionell waren an vielen Wehr- und insbesondere Mühlenstandorten stationäre Fanganlagen im Einsatz, mit denen abwandernde Blankaale gefangen wurden. Im Einzugsgebiet der Fulda beispielsweise wurden noch in den 1930er Jahren mehr als 70 solcher Aalfänge betrieben, von denen heute nur noch einzelne erhalten sind.

Aalfänge sind in der Regel unmittelbar neben dem Einlauf des Wasserrades bzw. der Turbine installiert. Sie bestehen, ähnlich wie Tiroler Wehre (Kap. 5.3.3) aus einem sehr flach geneigten Rechen mit einer stromabwärtigen Auffangrinne (Abb. 5.15 und Abb. 5.16). Im Gegensatz zu Tiroler Wehren ist der Rechen jedoch nicht mit, sondern gegen die Strömungsrichtung geneigt.

Gespeist werden Aalfänge über ein sohlennahes Schütz, das so weit geöffnet wird, dass der größte Teil des Abflusses über den Rechen abfließt und ein möglichst geringer Restabfluss mit den darin enthaltenen Fischen die Auffangrinne erreicht. Zur Entnahme des Fangs wird das Schütz geschlossen und die in der Auffangrinne enthaltenen Fische werden mittels Kescher entnommen.

Wo solche Aalfänge erhalten geblieben sind steht eine effektive Methode zum Nachweis abwandernder Fische zur Verfügung.

Abb. 5.15:
Stationärer Aalfang in Hann. Münden an der Fulda, vom Unterwasser her gesehen

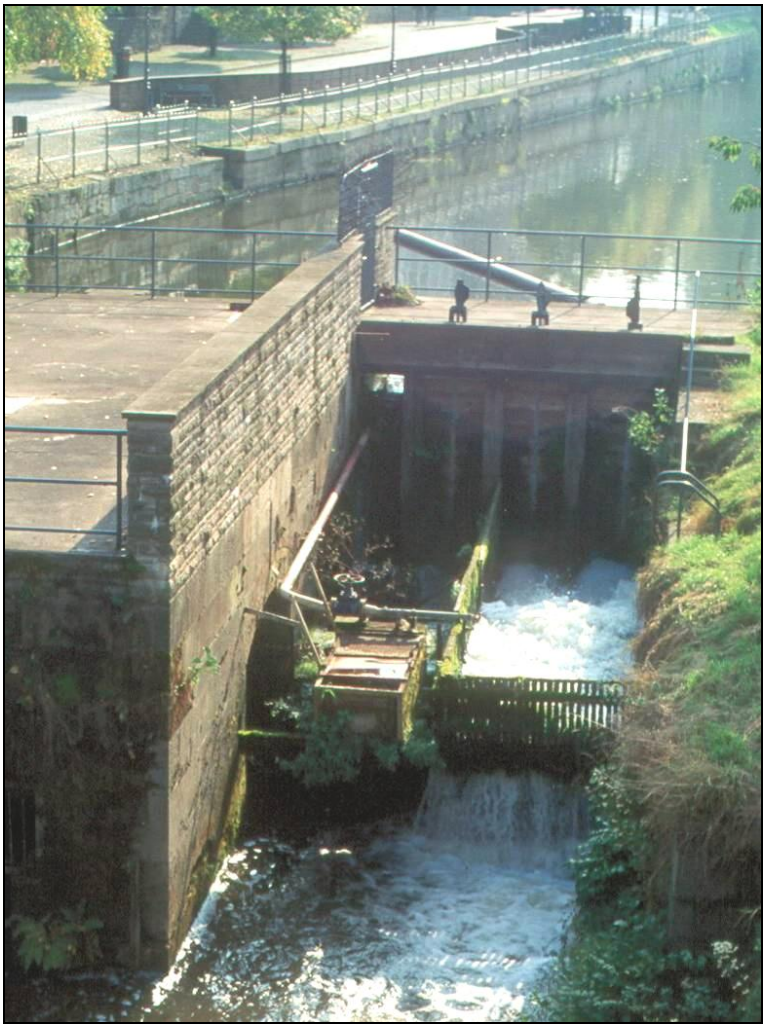


Abb. 5.16: Stationäre Aalfang an der Werra, Blick von Unterwasser auf Auffangrinne, Rechenfläche und Einlaufschütz

5.3.2
Hamenartige Netze

Abgesehen vom Einsatz in der Berufsfischerei bilden hamenartige Netze eine weit verbreitete Methode zur Beprobung der Fischwanderung über unterschiedliche Abwanderkorridore.

Hierbei steigt der methodische Aufwand mit den Dimensionen, dem Abfluss und der Fließgeschwindigkeit des zu beprobenden Querschnitts. Die höchsten Anforderungen stellen sich im Falle des Nachweises von Fischen nach der Passage von Wasserkraftwerken (Kap. 5.3.2.1), so dass dort gelegentlich Teilhamen eingesetzt werden, die nur einen Teil des durchflossenen Querschnitts abdecken (Kap. 5.3.2.2). Geringere Anforderungen stellen sich demgegenüber bei der Beprobung von Bypässen (Kap. 5.3.2.3), weil deren Abfluss in der Regel gering ist.

5.3.2.1
Vollhamen an Wasserkraftwerken

Durch einen unmittelbar am Saugschlauch installierten Hamen aus geeignetem Netzmaterial ist es möglich, sämtliche die Turbine passierenden Fische zu erfassen und damit die tatsächliche Abwanderung zu quantifizieren. Durch Untersuchung der gefangenen Exemplare wird dann die turbinenbedingte Mortalität in ihrer absoluten Höhe beziffert. Die hierbei eingesetzten Netze entsprechen in Konstruktion und Material dem Hamen eines Schokkers (Kap. 5.3).

Diese Methode wird im Ausland häufig eingesetzt. Einen Überblick über die Befunde geben beispielsweise LARINIER & DARTIGUELONGUE (1989) sowie SCHWEVERS (1998). In Deutschland wurden derartige Hamen bislang nur selten eingesetzt, so von HOLZNER (1999) am Wasserkraftwerk Dettelbach am Main (Bayern) (Abb. 5.17, Abb. 5.22 und Abb. 5.23) sowie von SCHMALZ (2010) an der Walkmühle an der Werra (Thüringen) (Abb. 5.18 bis Abb. 5.21).

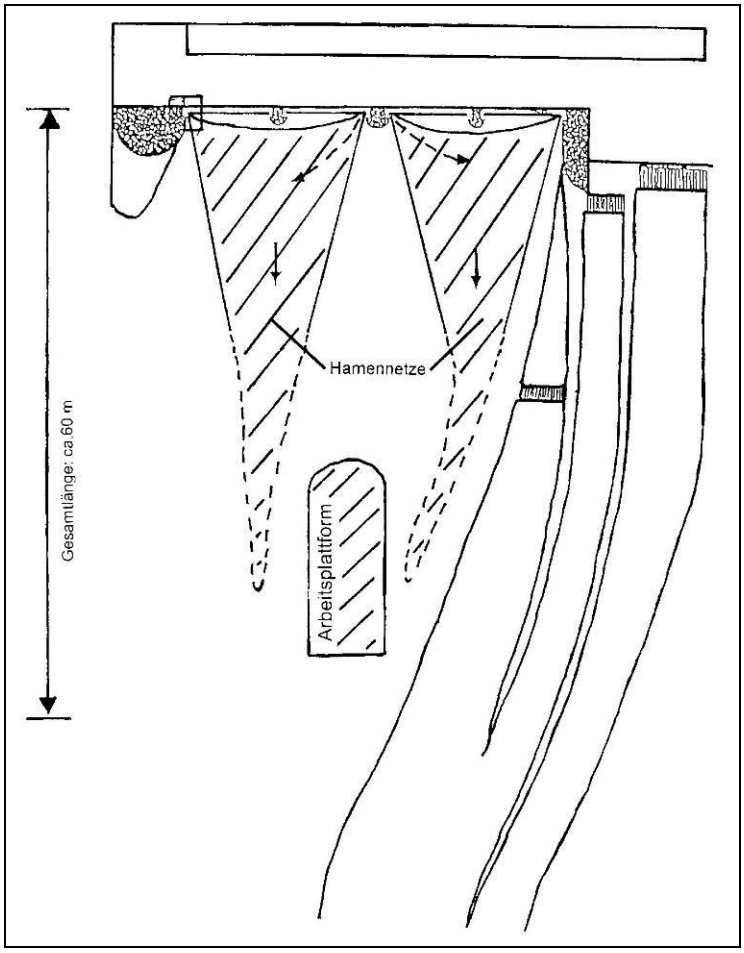


Abb. 5.17:
Prinzipskizze der am Wasserkraftwerk Dettelbach am Main eingesetzten Hamen mit Arbeitsplattform
(HOLZNER 1999)

Die besondere methodische Anforderung an ein derartiges Fanggerät besteht darin, dass der gesamte Turbinendurchfluss gefiltert werden muss. Gleichzeitig muss die Maschenweite des Hamens so klein sein, dass auch schlanke Aale zuverlässig gefangen werden. Darüber hinaus ist dafür zu sorgen, dass die Fische aufgrund des im Fangsack herrschenden Wasserdrucks keine methodisch bedingten Schäden davon tragen.

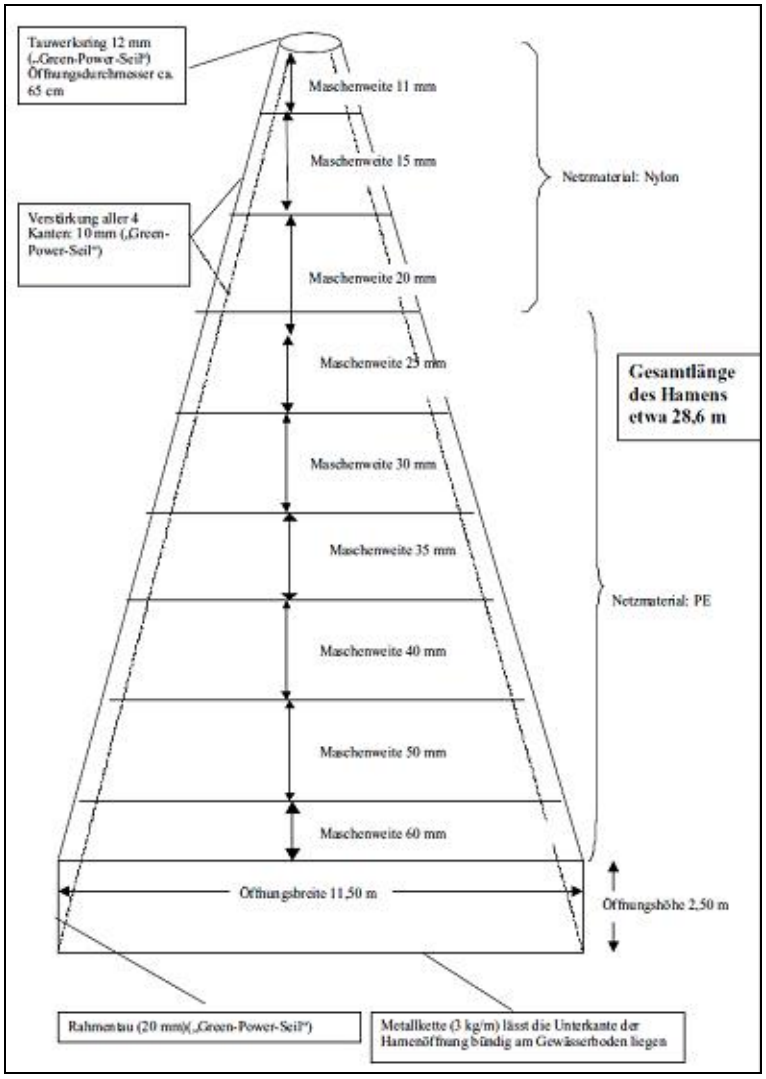
Um den Abfluss einer Wasserkraftschnecke von maximal 1,5 m³/s zu beproben, setzte SCHMALZ (2010) an der Walkmühle an der Werra in Meiningen (Thüringen) einen 5 m langen Hamen mit 11 mm Maschenweite ein (Abb. 5.18). Um gefangenen Fischen Schutz vor der Strömung zu bieten, war am Ende der Reuse einen Eimer befestigt. Darüber hinaus war die Reuse mit einem Reißverschluss versehen, der zur Entnahme des Fangs geöffnet werden konnte (Abb. 5.19). Derartige Reusenkonstruktionen sind allerdings nur bei geringem Abfluss einsetzbar.

Abb. 5.18:
Hamen von 5 m Länge zur Beprobung des Abflusses einer Wasserkraftschnecke an der Werra (SCHMALZ 2010)

Abb. 5.19: Ein an den Hamen angestrickter Eimer bietet Fischen Schutz vor der Strömung, der Fang wird über einen Schlitz entnommen, der sich mit einem Reißverschluss öffnen und schließen lässt (SCHMALZ 2010)

Mit zunehmendem Durchfluss resultieren aus den o. a. Anforderungen Fanggeräte von beträchtlicher Größe, die mit erheblichem Aufwand hergestellt und bedient werden müssen. So setzte SCHMALZ (2010) zur Beprobung der Turbinendurchflusses von bis zu 14 m³/s an der Walkmühle an der Werra (Thüringen) einen Hamen mit einer Länge von 28,6 m und einer Öffnung von 11,5 m x 12,5 m Größe ein, dessen Maschenweite sich sukzessive von 60 mm auf 11 mm verringerte (Abb. 5.20 und Abb. 5.21).

Abb. 5.20:
Aufbau des von SCHMALZ (2010) an der Walkmühle an der Werra eingesetzten Hamens zur Beprobung des Turbinendurchflusses von maximal 14 m³/s (schematisch)



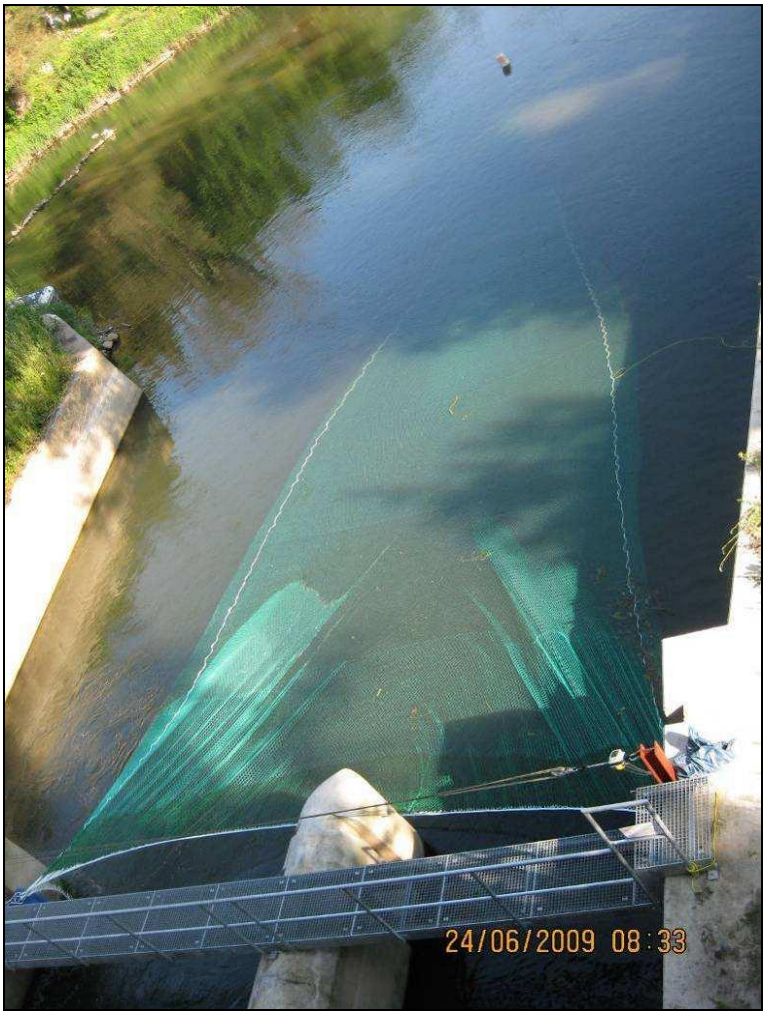


Abb. 5.21:
Hamen zur Beprobung des Turbinendurchflusses des Wasserkraftwerks an der Werra von maximal 14 m³/s (SCHMALZ 2010)

Je größer der Turbinendurchfluss, um so unfangreicher sind die Anforderungen an das Fanggerät. Entsprechend installierte HOLZNER (1999) am Saugschlauch der zwei Kaplanturbinen des Wasserkraftwerks Dettelbach am Main (Bayern) jeweils einen Hamen mit einer Öffnungsbreite von 12 m und einer Höhe von 4,5 m, so dass sie den Querschnitt eines Turbinenauslaufs vollständig abdeckten (Abb. 5.17). Die Hamen wiesen eine Länge von knapp 40 m auf; daran schloss sich der eigentliche Fangsack an. Die Maschenweite reduzierte sich von der dem Kraftwerk zugewandten Hamenöffnung bis zum Fangsack sukzessive von 100 mm auf 18 mm; am Fangsack betrug sie 12 bzw. 4 mm. Um die Hamen leeren zu können, wurde im Unterwasser des Wasserkraftwerks Dettelbach ein Ponton als Arbeitsplattform installiert, der später durch ein fest vertäutes Schiff ersetzt wurde (Abb. 5.22).

Die Abmessungen weiterer zur Untersuchung des Fischabstiegs eingesetzten Hamen sind in Tab. 5.3 aufgeführt.

Abb. 5.22: Einer der am Kraftwerk Dettelbach am Main (Bayern) zur Untersuchung der Turbinenmortalität eingesetzten Hamen, zum Trocknen aufgespannt

Abb. 5.23: Die „Krebs“, von der aus die Endsäcke der beiden Hamen am Wasserkraftwerk Dettelbach geleert wurden

Tab. 5.3: Hamenabmessungen verschiedener Untersuchungen (DWA 2005)

Standort / Gewässer	Abfluss der Turbine [m^3/s]	Öffnung [m^2]	gestreckte Masche [mm]	Länge [m]	Autor
Frankreich					
Mauzac / Dordogne	60	9,2 - 77,0	22 / 14	15 - 16	TRAVADE et al. (1987)
Tuilière / Dordogne	52,4				
Poutès / Allier	14				
Niederlande					
Linne / Maas	30 - 100	50,0	28 / 20	35	HADDERINGH & BAKKER (1998)
Deutschland					
Neckarzimmern / Neckar	40 - 80	105,0	80 / 60 / 40	76	BERG (1985)
Letzter Heller / Werra	15 - 18	keine Angabe	40 / 30 / 20	25	BERG (1988)
Dettelbach / Main	65	56,0	100 / 80 / 60 / 50 / 40 30 / 25 / 18 / 12	40	HOLZNER (1999)
Jägersdorf / Saale	14,7	25,1	56 / 50 / 40 / 30 / 25 / 20 / 16 / 12	25	SCHMALZ (2002b)

Der Einsatz solch großer Hamen ist sehr aufwändig, mühsam und für das Monitoringpersonal nicht ungefährlich, so dass von HOLZNER (1999) in Dettelbach am Main bei einem Turbinendurchfluss von ca. 65 m^3/s zumeist nur eine der beiden Turbinen beprobt wurde und ein Hamen in drei Untersuchungsjahren insgesamt lediglich 111 Nächte lang exponiert war. Zudem hat sich die Hamenfischerei insbesondere bei hohen Turbinenabflüssen als gefährlich erwiesen. Insofern ist diese Methode für größere Wasserkraftwerke nur unter dem Vorbehalt entsprechender Sicherheitsvorkehrungen zu empfehlen.

5.3.2.2
Teilhamen

Aufwand und Bedienungsrisiken bei der Beprobung der Fischpassage von Wasserkraftwerken lassen sich dadurch erheblich reduzieren, dass der Hamen nicht den gesamten Querschnitt eines Saugschlauches abdeckt, sondern nur einen mehr oder minder großen Teil davon.

Diese Methode wurde beispielsweise bereits in den 1920er Jahren von LUNDBECK (1927) zur Ermittlung der turbinenbedingten Mortalität an einem Wasserkraftwerk in Ostpreußen eingesetzt, dessen Turbinendurchfluss 32 m³/s betrug. Die 12 m² große Öffnung des Teilhamens deckte lediglich ein Viertel des Saugschlauchquerschnittes ab (Abb. 5.24).

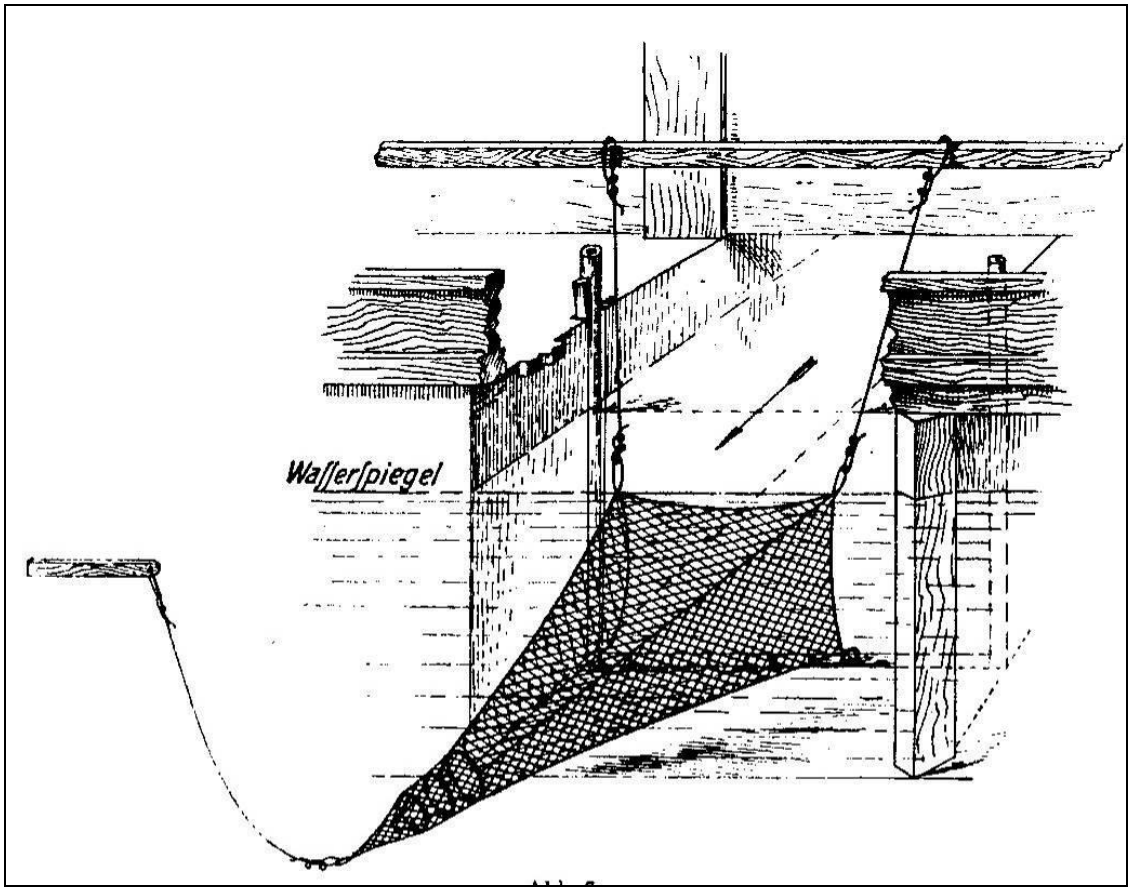
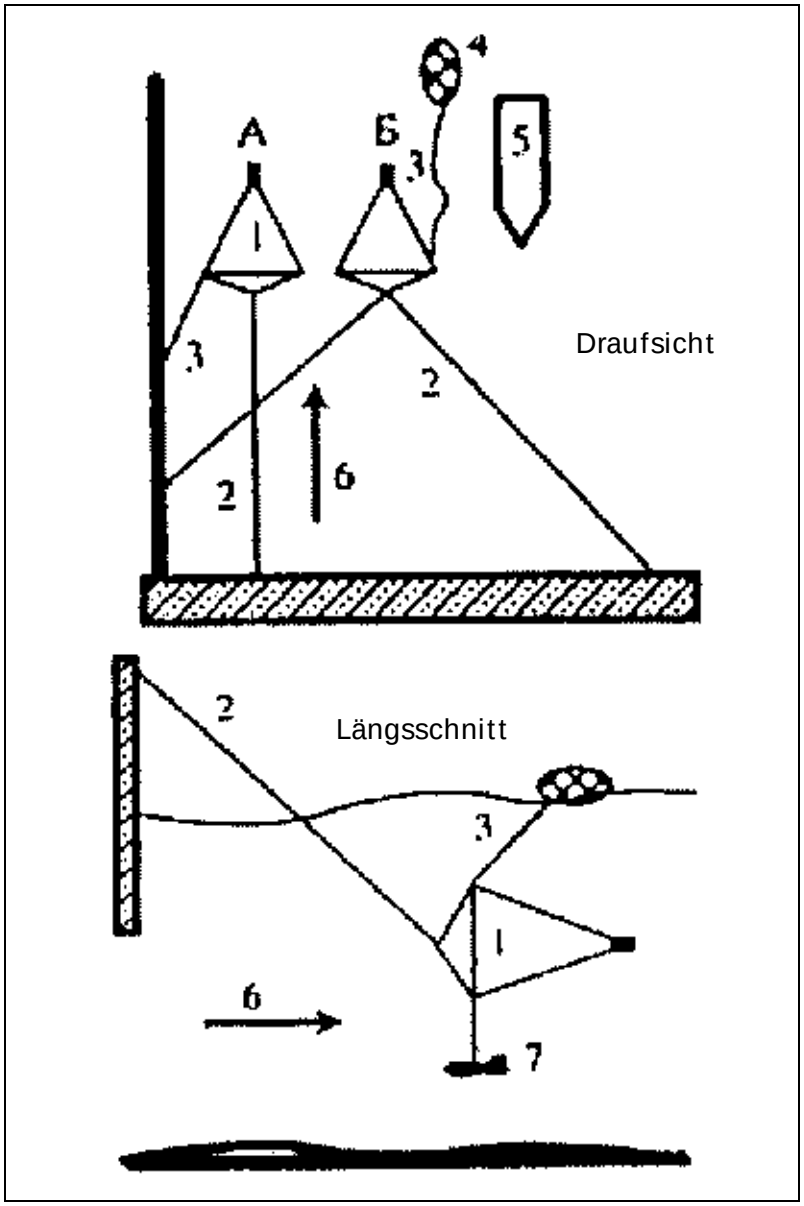


Abb. 5.24: Prinzipskizze eines Teilhamens zur Untersuchung der wasserkraftbedingten Mortalität (LUNDBECK 1927)

Von PAVLOV et al. (2002) wurden in Russland hamenartige Netze verwandt, die einen nur sehr geringen Teil des Austrittsquerschnittes eines Wasserkraftwerkes abdeckten (Abb. 5.25). Für einsömmrige und ältere Fische wurden Netze mit einer Öffnung von 0,5 bis 1,2 m² und einer Maschenweite von 4 bis 8 mm eingesetzt. Sie wurden im Turbinenauslauf bei 0,7 bis 1,2 m/s Strömungsgeschwindigkeit exponiert. Diese Netze (1 in Abb. 5.4) wurden seitlich (A) oder zentral (B) an zwei Halteseilen (2) so befestigt, dass sie an einer definierten Stelle im Strömungsquerschnitt verankert waren. Zusätzlich war das Netz durch Zugseile zwischen einem Driftkörper an der Wasseroberfläche (4) und einem Gewicht (7) abgespannt. Durch die Länge der Zugseile (3) konnte die Expositionstiefe eingestellt werden. Bedient wurden diese Netze von einem Boot aus (6).

Abb. 5.25:
Teilhamen, schematisch, wie sie von PAVLOV et al. (2002) in Russland eingesetzt wurden



A uferseitiges Netz
B zentral exponiertes Netz
1 Netz
2 Halteseil
3 Zugseil
4 Schwimmkörper
5 Boot
6 Fließrichtung
7 Gewicht

Mit Teilhamen wird natürlich nur ein mehr oder weniger geringer Teil der die Turbinen passierenden Fische gefangen und da die Tiere nicht gleichmäßig im Querschnitt des Saugschlauches verteilt sind, ist der Fang nicht repräsentativ für die Turbinenpassage insgesamt. Folglich kann von dem beprobten Teilabfluss nicht ohne weiteres auf die Gesamtzahl der Fische hochgerechnet werden.

Da zudem bestimmte Bereiche im Innern der Turbine gefährlicher als andere sind, ist auch mit unterschiedlichen Mortalitätsraten abwandernder Fische an verschiedenen Stellen des Saugschlauchquerschnittes zu rechnen. Während LUNDBECK (1927) dieses Problem ignorierte und von einer Gleichverteilung verletzter und unverletzter Fische ausging, exponierten PAVLOV et al. (2002) ihr Netz gezielt an verschiedenen Stellen des Saugschlauchquerschnittes, um Ergebnisse über das Verletzungsrisiko beim Durchgang spezifischer Turbinenbereiche zu erhalten. Belege für die Effizienz dieses methodischen Vorgehens sowie Beschreibungen der exakten Verortung der exponierten Fanggeräte geben die Autoren allerdings nicht.

Auch beim Einsatz von Teilhamen muss das Bergen der Netze von der Wasserseite, z. B. von einem Boot aus erfolgen, was zumindest bei höheren Abflüssen mit einer Gefährdung des Personals einher geht (Kap. 5.1). Demgegenüber reduziert sich die Qualität der Befunde, da immer von einer mehr oder großen Stichprobe zweifelhafter Repräsentativität auf das Gesamtgeschehen hochgerechnet wird.

5.3.2.3 Bypass-Hamen

Hamen sind generell ein geeignetes Gerät, um Teilströme auf abwandernde Fische hin zu kontrollieren. Dies kann beispielsweise der Durchfluss spezieller Bypässe sein. Grundsätzlich ist die Anwendung die gleiche wie bei Vollhamen an den Turbinen, wobei sich allerdings der zu beprobende Durchfluss in der Regel auf wenige 100 l/s beschränkt und der Aufwand entsprechend geringer ist. Beispielhaft sind in Abb. 5.26 und Abb. 5.27 die von SCHMALZ (2010) eingesetzten Hamen zur Untersuchung der Fischabwanderung über die Fischaufstiegsanlage sowie einen Bypass der Walkmühle an der Werra (Thüringen) dargestellt.

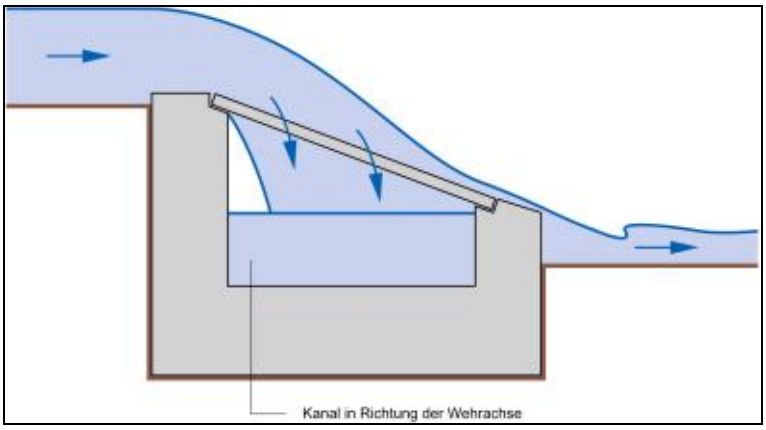
Abb. 5.26: Von SCHMALZ (2010) eingesetzter Hamen zur Beprobung des Bypasses des Wasserkraftwerks Walkmühle an der Werra

Abb. 5.27: Von SCHMALZ (2010) eingesetzter Hamen zur Untersuchung der Fischabwanderung über die Fischaufstiegsanlage am Wasserkraftwerk Walkmühle an der Werra

5.3.3
Tiroler Wehr

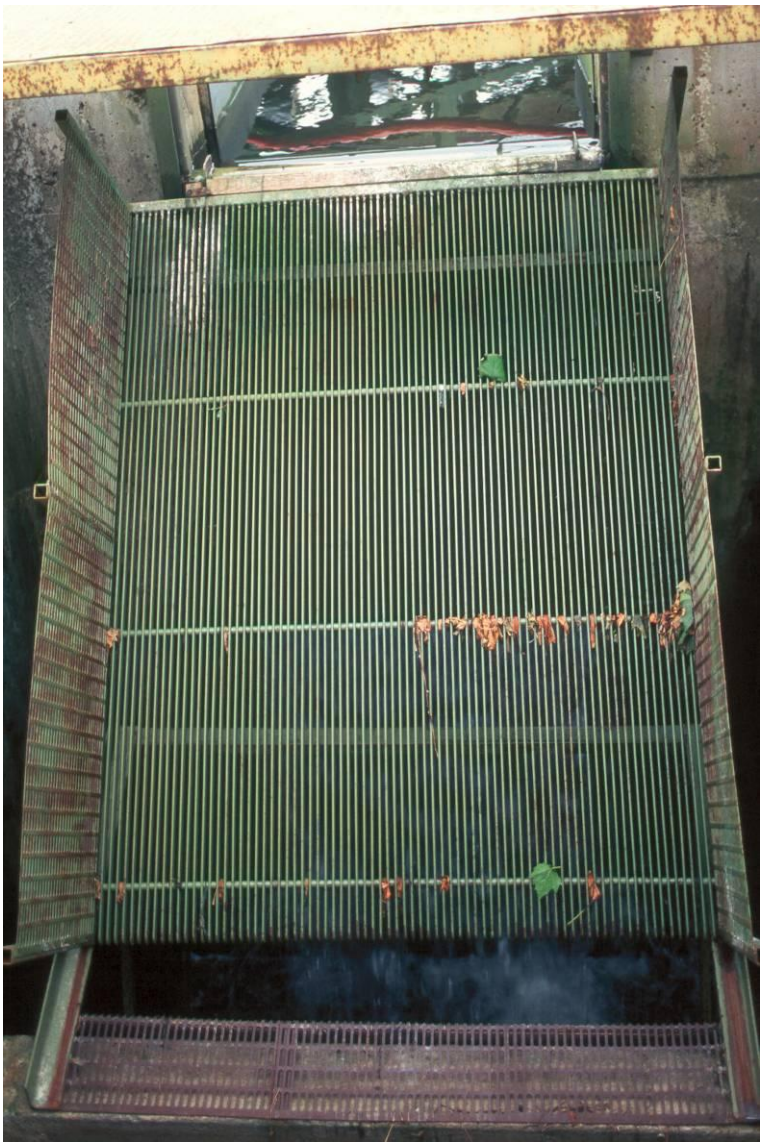
Bei Tiroler Wehren handelt es sich um Rechen, die in Fließrichtung geneigt installiert werden (Abb. 5.28). Das Funktionsprinzip besteht darin, dass das Wasser die Rechenfläche durchströmt, während Festkörper zurückgehalten werden.

Abb. 5.28:
Prinzipskizze eines Tiroler Wehres (DWA 2005)



Ursprünglich als Geschiebesperre im alpinen Raum entwickelt, können solche Tiroler Wehre bei entsprechender Auslegung auch zum Nachweis von im Wasser enthaltenen Fischen eingesetzt werden. Diese rutschen, ebenso wie Geschwemmsel, über die Schräge der Rechenfläche bis in eine quer am stromabwärtigen Ende des Tiroler Wehrs installierte Spülrinne (Abb. 5.29), wozu die Stäbe in Fließrichtung angeordnet sein müssen. Am Ende dieser Rinne befindet sich eine Fangeinrichtung, vorzugsweise eine feste Fangkammer, der die Fische zu Kontrollzwecken entnommen werden (DWA 2005).

Abb. 5.29:
Tiroler Wehr für Abstiegskontrollen im Bypass des Kraftwerks Halsou an der Nive (Frankreich); Einlauf oben, Spülrinne am unteren Bildrand



Eine optimale Funktion ist dann gegeben, wenn Abfluss, Länge, lichte Weite und Winkel des Tiroler Wehrs so aufeinander abgestimmt sind, dass die Rechenfläche auf gesamter Länge überströmt ist und abwandernde Fische mit einem möglichst geringen Restabfluss bis in die Spülrinne verfrachtet werden. Eine Feinjustierung kann durch ein vorgeschaltetes Drosselorgan und/oder durch eine variabel einstellbare Neigung des Rechens erfolgen (Abb. 5.30 und Abb. 5.31).

Abb. 5.30: Lachsbypass am Wasserkraftwerk Cabot Station am Connecticut River bei Turners Falls (USA): der Abfluss wird durch eine Klappe im Einlauf reguliert ...

Abb. 5.31: ... auf diese Weise wird das Tiroler Wehr stets so beaufschlagt, dass die Fische in einem geringen Restvolumen die am Ende des Rechens quer verlaufende Bypaßrinne erreichen, von wo aus sie über eine Rinne (oben rechts im Bild) zu einer Kontrollstation weitergeleitet werden

Die Stabweite von Tiroler Rechen richtet sich stets nach der Zielart sowie den Zielgrößen:

- Für den Nachweis von Blankaalen sind lichte Stabweiten ≤ 15 mm erforderlich. Gelbaalen und auch männliche Blankaale erfordern eine lichte Weite nicht über 10 mm.
- Bei Kontrollen der Effizienz von Bypässen für Lachse werden in Frankreich und Skandinavien Flachstahlrechen mit Stababständen von 5 bis 10 mm eingesetzt.
- In den USA werden Tiroler Wehre mit Wedge-Wire-Screens (in Deutschland auch als Spaltrechen bezeichnet) ausgestattet (Abb. 5.32). Bei solchen Kontrollstationen, die zum Nachweis sowohl von bis zu 20 cm langen atlantischen Lachssmolts, als auch für nur 3 bis 4 cm lange Smolts pazifischer Lachsarten errichtet wurden, kommen z. T. lichte Stababstände von nur 1 mm zum Einsatz. Ein wesentlicher Vorzug dieser Rechen besteht darin, dass die sehr glatte Oberfläche eine Verletzung der empfindlichen Jungfische nahezu ausschließt.

Abb. 5.32:
Tiroler Wehr mit einem Wedge-Wire-Screen von 1 mm lichter Weite zur Überwachung der Abwanderung atlantischer Lachssmolts am Wasserkraftwerk Holyoke am Connecticut River (USA)

Tiroler Wehre können überall dort für die Untersuchung der Fischwanderung eingesetzt werden, wo ein ausreichender Höhenunterschied zur Verfügung steht und der Abfluss hydraulisch beherrschbar ist. In nicht zu großen Gewässern kann auf diese Weise der gesamte Abfluss kontrolliert werden. So findet beispielsweise am Frémur, einem normannischen Küstenfluss (Frankreich) mit einer Mittelwasserführung von 0,4 m³/s seit 1995 ein Langzeitmonitoring der Blankaalabwanderung mittels eines an einem bestehenden Wehr installierten Tiroler Wehres statt (GUILLOUET et al. 2007, Abb. 5.33).

Abb. 5.33: Tiroler Wehr zur Untersuchung der Blankaalabwanderung im Frémur, einem kleinen normannischen Küstenfluss; im Bild rechts unten ist eine Rohrleitung erkennbar, über die die gefangenen Aale in eine Fangkammer gelangen

An der norwegischen Imsa wurde bei einem Mittelwasserabfluss von 2,4 m³/s ein Tiroler Wehr mit einer Neigung von 1:10 und einem lichten Stababstand von 10 mm sogar eigens zur Überwachung der Fischabwanderung errichtet (Abb. 5.34). Eine dort installierte Fischaufstiegsanlage ermöglicht gleichzeitig auch die quantitative Erfassung der Aufwanderung. Auf diese Weise wurden an diesem Standort seit den

1980er Jahren grundlegende Erkenntnisse zum Wanderverhalten diadromer Arten, insbesondere von Lachsen, Meerforellen und Aalen erarbeitet (HANSEN 1988, HANSEN & JONSSON 1985, 1986, 1988, 1989, 1991, JONSSON 1985, JONSSON 1991, JONSSON et al. 1991, 1994, 1998, VÖLLESTAD et al. 1986 u. v. a.).

Abb. 5.34: Dieses Tiroler Wehr in der Imsa (Norwegen) wird seit Anfang der 1980er Jahre permanent zur Grundlagenforschung zum Wanderverhalten diadromer Arten eingesetzt

Einfacher ist in der Regel die Installation von Tiroler Wehren in Bypässen, weil hier meist ein relativ geringer, konstanter Abfluss zu beproben ist. Einige von vielen Beispiele hierfür sind das in Abb. 5.29 dargestellte Tiroler Wehr zur Untersuchung der Blankaalabwanderung am Wasserkraftwerk Halsou an der Nive (Frankreich), die Lachsbypässe am Connecticut River (Abb. 5.11 bis Abb. 5.12) sowie Tiroler Wehre in den Bypässen der Wasserkraftwerke Pointis und Camon am Oberlauf der Garonne (Frankreich) (Abb. 5.35). Dort werden abwandernde Lachssmolts abgefangen, um sie per LKW an den Unterlauf des Flusses zu transportieren und dort freizulassen, wodurch ihnen die verlustreiche Passage von mehr als 20 Wasserkraftwerken im Mittellauf des Flusses erspart wird. Am Wasserkraftwerk Dettelbach am Main (Bayern) wurde ein Tiroler Wehr eingesetzt, um den Abfluss in dem Bypaß einer Versuchsanlage für den Aalabstieg zu reduzieren (FIEDLER & GÖHL 2006) (Abb. 5.36).

Abb. 5.35:
Tiroler Wehr im Lachsbypass des Wasserkraftwerks Camon im Oberlauf der Garonne (Frankreich)

Abb. 5.36:
Tiroler Wehr im Aalbypass des Wasserkraftwerks Dettelbach am Main (Bayern)

5.3.4
Rechengutkontrolle

Rechen an den Einlaufbauwerken von Wasserkraft- und Wasserentnahmebauwerken dienen dazu, diese Anlagen vor Beschädigungen durch Treibgut zu schützen. Sie sind üblicherweise aus Flachstahl aufgebaut, wobei die Rechenstäbe durch Distanzstücke in einem bestimmten Abstand gehalten werden (Abb. 5.37). Die lichte Weite solcher Rechen ist von der Größe und Auslegung der Anlagen abhängig, die es zu schützen gilt. In Tab. 5.4 sind die Rechenweiten aufgeführt, die an Wasserkraftwerken in Abhängigkeit von der Bauart und Größe der Turbine technisch notwendig sind.

Am Entnahmen für Brauchwasser oder zu Kühlzwecken sind in Abhängigkeit von den technischen Anforderungen an das entnommene Wasser häufig Feinrechen oder Siebe im Einsatz, deren Spalten oder Maschen eine Weite von wenigen Millimetern aufweisen.

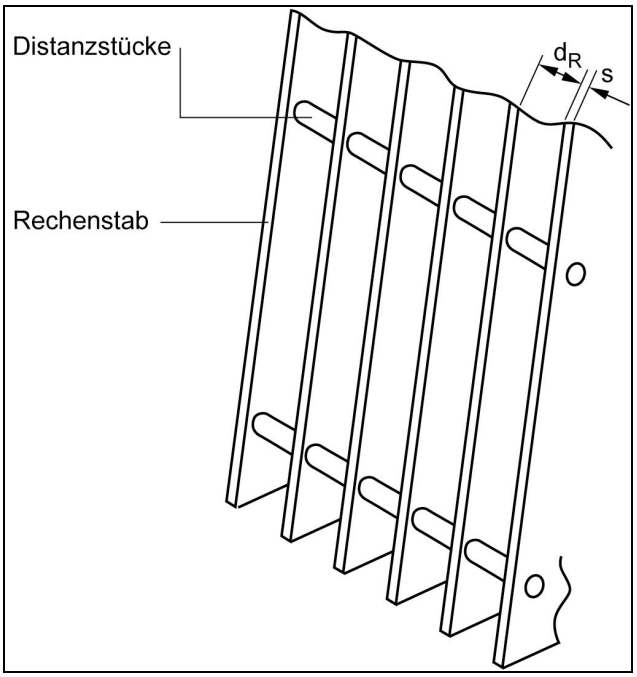


Abb. 5.37:
Aufbau eines Flachstahlrechens, schematisch (DWA 2005)
d_R = lichter Stababstand
s = Stabdicke

Tab. 5.4: Technisch bedingte Rechenweiten an Wasserkraftanlagen (DWA 2005)

Turbinentyp	Laufraddurchmesser [m]	technisch zulässiger maximaler lichter Stababstand [mm]
Kaplanturbine	0,8 bis 1,3	20 bis 30
	1,3 bis 2,0	30 bis 60
	> 2,0	60 bis 200
Francisturbine	bis 1,5	20 bis 30
	1,5 bis 2,5	30 bis 50
	> 2,5	50 bis 150
Durchströmturbine		15 bis 30

Fische werden vor allem dann von solchen Rechen geschädigt oder getötet, wenn ihr Körper so groß ist, dass er die lichte Weite zwischen den Rechenstäben physisch nicht passieren kann und wenn die Anströmung gleichzeitig so hoch ist, dass die Tiere der Gefahr des Impingements (Kap. 5.1)nicht entfliehen können.

Sie werden dann von der Rechenreinigungsanlage erfasst und gemeinsam mit dem Getreibsel entsorgt (Abb. 5.38). Hierzu wird das Rechengut in Rechengutcontainer, auf Förderbänder etc. verfrachtet, wo es auf Fische hin kontrolliert werden kann, um die an der Rechenanlage auftretende Fischmortalität zu beziffern. Hierbei ist generell mit um so mehr Fischen zu rechnen, je feiner der Rechen und je höher die Anströmgeschwindigkeit ist. Entsprechend enthält das Rechengut großer Wasserkraftwerken aufgrund der beträchtlichen Rechenweiten meist nur vereinzelt Fische, während an den Wasserentnahmen thermischer Kraftwerke im Jahresverlauf viele Tonnen verendeter Fische auftreten können.

Eine Untersuchung des Rechenguts kann wichtige Aufschlüsse über die Zusammensetzung und Menge der mit dem Wasserstrom transportierten Organismen sowie deren Abwanderzeiten erbringen (RAUCK, 1980; WEIBEL, 1991; WEIBEL et al. 1999). Darüber hinaus dient sie der Quantifizierung der rechenbedingten Fischverluste.

Abb. 5.38: Rechengutbunker des Wasserkraftwerks Wahnhausen an der Fulda nach einem Abwanderereignis von Aalen im Dezember 1991 (Photo: K. Ebel)

Die Möglichkeiten einer Beprobung hängen in starkem Maße von den jeweiligen örtlichen Bedingungen ab. Insofern ist in jedem Einzelfall zu prüfen, in wie weit ein Absammeln von Fischen möglich ist bzw. auf welche Weise es ermöglicht werden kann. Schwierig ist dies vor allem an Wasserkraftwerken, an denen das Rechengut gar nicht dem Wasser entnommen, sondern direkt ins Unterwasser weitergeleitet wird.

Abb. 5.39:
Auffangtröge für grobes Rechengut in einem Kernkraftwerk

Abb. 5.40:
Das am Feinrechen anfallende Treibgut wird separat von der Rechenreinigungsanlage auf ein Förderband geworfen, über das es einer Schredder-anlage zugeführt wird; hier können im Rechengut enthaltene Fische abgesammelt werden

5.4 Untersuchung von Schädigung und Mortalität

Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen dienen dazu, die Schädigung abwandernder Fische an wasserbaulichen Anlagen zu vermindern. Die Schädigung und Mortalität von Fischen an wasserbaulichen Anlagen stehen entsprechend im Zentrum qualitativer und quantitativer Monitoringuntersuchungen. Einführend werden einige typische Verletzungsmuster dargestellt.

Abb. 5.41: Decapitierte Plötze

Abb. 5.42: Vollständig durchtrennter Aalkörper

Abb. 5.43: Durchtrennter Aalkörper, der nur noch durch den Hautschlauch zusammengehalten wird

Abb. 5.44: Schürfverletzungen im Schwanzbereich eines Aals (Foto: C. Brauer)

Abb. 5.45: Lachssmolt mit großflächigen Schuppenverlusten vor allem im Schwanzbereich sowie Blutungen an Haut und Flossen

Daneben können auch, selbst bei äußerlich unverletzten Fischen, innere Verletzungen vorhanden sein. Diese sind zu erkennen wenn das Gewebe mit Blut infiltriert ist, so dass sich Hämatome an der Körperoberfläche ausbilden. Dies ist ein typisches Symptom bei Fischen, insbesondere Aalen, die durch Anpressen an einen Rechen geschädigt sind (Abb. 5.46). Auch nach der Passage der Turbinen von Wasserkraftanlagen können Hämatome oder Augenblutungen als Folge innerer Verletzungen auftreten (Abb. 5.47).

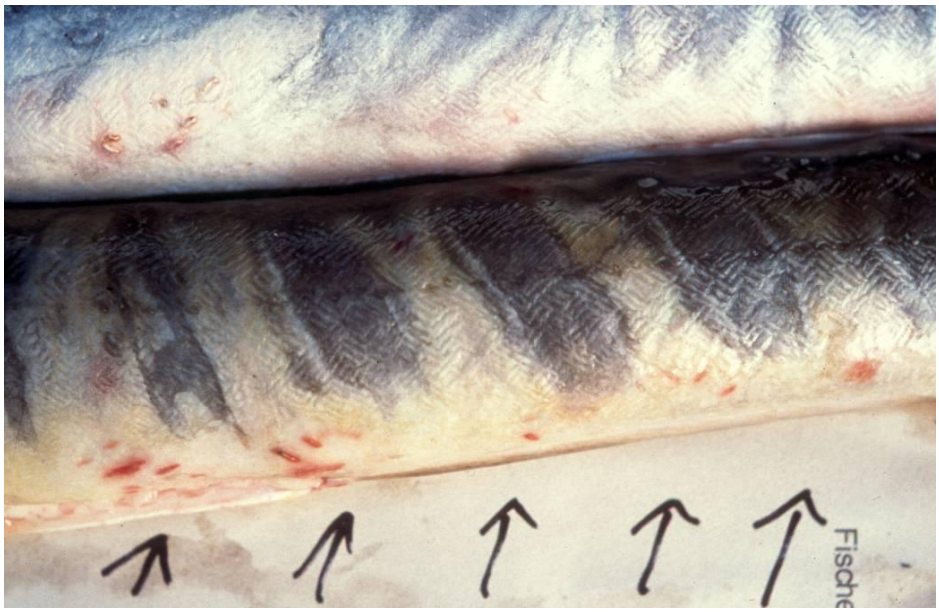


Abb. 5.46: Typisch für Fische, die durch Anpressen an einen Rechen geschädigt wurden sind Hämatome, die die Abstände der Rechenstäbe abbilden

Abb. 5.47: Hämatome im Kopfbereich sowie Augenblutungen (Foto: K. Ebel)

Typisch im Falle von Aalen sind auch multiple Brüche der Wirbelsäule, die häufig selbst bei Exemplaren zu verzeichnen sind, die keine äußeren Verletzungen aufweisen. Solche Verletzungen sind meist dadurch erkennbar, dass sich derart geschädigte Aale unnatürlich bewegen, am Schwanz gelähmt sind oder die betroffenen Körperregionen deformiert erscheinen (Abb. 5.48). Häufig wirken sich Wirbelbrüche allerdings nur als leichter Knick in der Körperachse aus (Abb. 5.49), der sich besser ertasten als optisch erkennen lässt.

Abb. 5.48: Multiple Wirbelbrüche vor allem im hinteren, ansonsten äußerlich unverletzten Körperdrittel (Foto: K. Ebel)

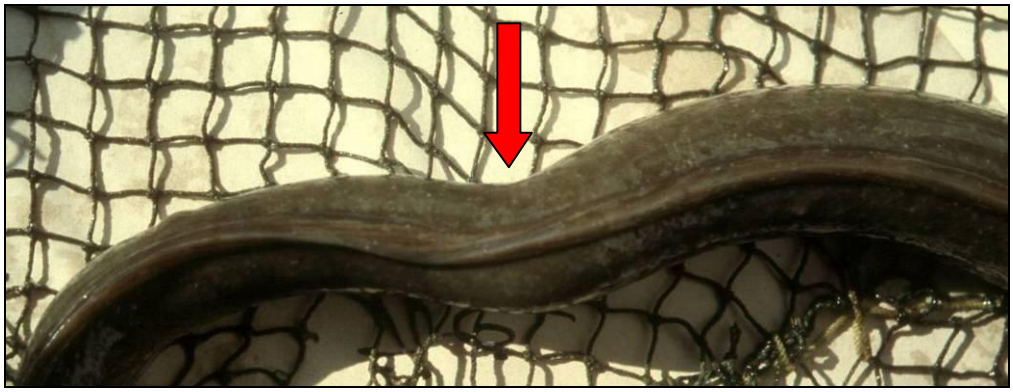


Abb. 5.49: Oft sind derartige Wirbelbrüche nur schwer erkennbar, z. B. durch Knicke in der Körperachse (Foto: K. Ebel)

In anderen Fällen sind selbst schwere innere Verletzungen äußerlich nicht diagnostizierbar. Sie werden deshalb leicht übersehen, wenn die betroffenen Fische nicht sofort daran sterben. Aus diesem Grunde empfehlen sich weitergehende Untersuchungen. Dies kann beispielsweise durch Sektion geschehen, um innere Blutungen, Knochenbrüche etc. identifizieren zu können. Empfehlenswert ist solch ein Vorgehen bei Fischen, die mit berufsfischereilichen Geräten gefangen werden und ohnehin für die Vermarktung getötet werden (Abb. 5.50 und Abb. 5.51).

Abb. 5.50: Sektion von Aalen, die für die Vermarktung vorgesehen sind (Foto: C. Brauer)

Abb. 5.51: Wirbelbrüche sind an aufpräparierten Aalen deutlich an Blutung erkennbar (Foto: K. Ebel)

Zur Diagnose innerer Verletzungen können Fische auch röntgenologisch untersucht werden. Insbesondere Knochenbrüche lassen sich auf diese Weise zuverlässig erkennen (Abb. 5.52). Als kostensparende Alternative durchleuchtete SCHMALZ (2010) Fische, um innere Verletzungen zu identifizieren (Abb. 5.53). Allerdings ist dies nur an kleinen Fischen möglich, die zudem aufpräpariert werden müssen. Ein Durchleuchten ist somit nur bei toten Fischen möglich, während das Röntgen auch bei lebenden Probanden angewandt werden kann.

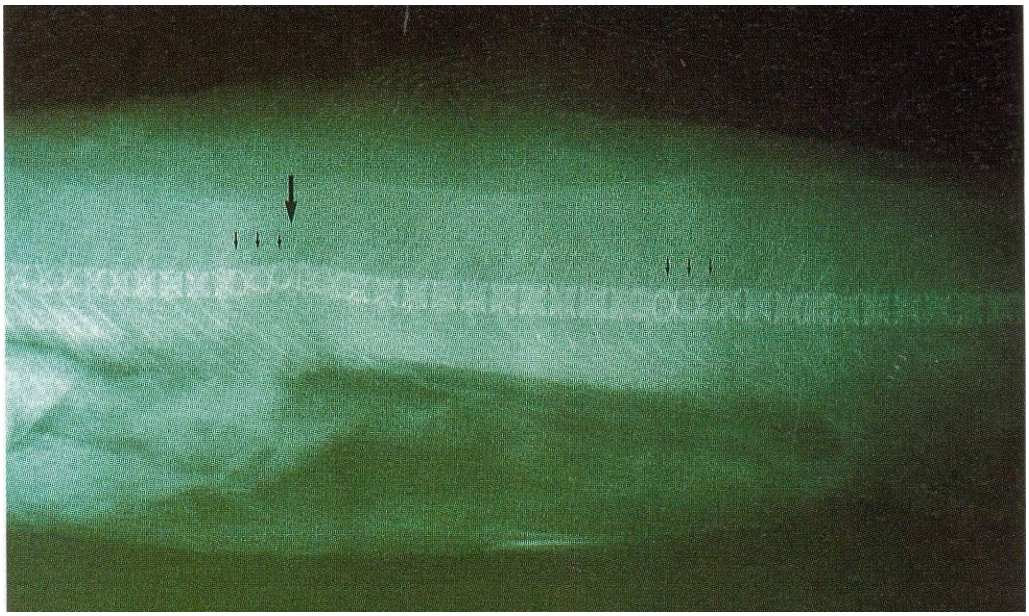


Abb. 5.52: Röntgenbild eines Fisches mit deutlich erkennbaren Wirbelbrüchen (Wasserkraftwerk Dettelbach am Main (Bayern) (Foto: M. Holzner)

Abb. 5.53: Durchleuchten eines aufpräparierten Cypriniden zur Diagnose innerer Verletzungen (Foto: SCHMALZ 2010)

Aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Verletzungsbilder empfiehlt es sich, diese für die Auswertung in Klassen einzuteilen. Um einen Zusammenhang mit unterschiedlichen Ursachen herzustellen unterschied beispielsweise HOLZNER (1999) bei der Untersuchung turbinenbedingter Schädigungen durch ein Wasserkraftwerk folgende Kategorien:

1 Augenscheinlich äußerlich unverletzt

2 Schuppenverluste, Schürfungen, Blutungen

3 Knicke, äußerlich erkennbare Wirbelsäulenverletzungen, Fleischwunden

4 Teildurchtrennungen, noch zusammengehalten

5 Totaldurchtrennungen, Amputationen

Hierbei wurden die Kategorien 4 und 5 auf den Kontakt mit den Laufschaufeln der Turbine zurückgeführt, Kategorie 2 auf den Kontakt mit rauen Oberflächen im Bereich des Turbineneinlaufs oder des Saugschlauches. In Kategorie 3 wurden alle anderen Verletzungsarten zusammengefasst, deren Ursache sich nicht eindeutig benennen ließen.

In Hinblick auf die populationsbiologischen Auswirkungen und das Überleben geschädigter Fische ist es wichtiger, Verletzungen entsprechend ihrer Schwere zu klassifizieren und deshalb nach folgenden Kategorien zu unterscheiden:

tot	Fische, die aufgrund ihrer Verletzungen zum Zeitpunkt der Probenahme verendet sind.
letal geschädigt	Fische, die zum Zeitpunkt der Probenahme zwar noch leben, aber so schwerwiegende Verletzungen aufweisen, dass sie diese nicht überleben werden (Kap. 5.4.1)
subletal geschädigt	Fische mit Schädigungen so geringen Ausmaßes, dass das Überleben hierdurch nicht in Frage gestellt ist (Kap. 5.4.1
ungeschädigt	Fische ohne erkennbare Verletzungen. Hierunter fallen auch durch andere Ursachen vorgeschädigte Fische (Kap. 5.4.2) sowie solche Exemplare, die Verletzungen erlitten haben, die eindeutig auf die Fangmethode zurückzuführen sind (Kap. 5.4.3).

Bei dieser Betrachtung wird die Summe der toten und letal geschädigten Fische als Mortalität bezeichnet. Eine Angabe der Schädigung umfasst darüber hinaus auch die subletal verletzten Exemplare.

5.4.1
Letale und subletale Verletzungen

Zur Ermittlung der Mortalität sind die registrierten Exemplare zu unterscheiden in:

tot und lebend.

Dies erscheint zunächst trivial, doch sind nicht zwangsläufig alle letal geschädigten Fische sofort tot, sondern sie verenden erst einige Zeit nach Eintritt der Schädigung. Speziell Aale sterben gerade bei niedrigen Wassertemperaturen erst nach Stunden oder gar Tagen (Abb. 5.54). Insofern ist es notwendig, bei der Auswertung zwischen letalen und subletalen Verletzungen zu unterscheiden. Erfolgt dies nur anhand der optisch erkennbaren Verletzungsart und -schwere, unterliegt diese Unterscheidung der subjektiven Einschätzung des Bearbeiters und ist somit fehlerbehaftet.

Zielführender ist es demgegenüber, alle lebenden Fische zu hältern (Abb. 5.55) und nach 24, 48 oder gar 96 Stunden die so genannte verzögerte Mortalität zu ermitteln, indem die Anzahl der zwischenzeitlich verendeten Exemplare erfasst wird. Die Verletzungen derjenigen Fische, die die Hälterung lebend überstanden haben, werden als subletal eingestuft.

Im Regelfall ist davon auszugehen, dass subletale Verletzungen vollständig verheilen, so dass die Tiere hierdurch nicht daran gehindert werden, sich später an der Reproduktion zu beteiligen.

Abb. 5.54: Dieser Aal, dessen Haut am Schwanzende vollständig vom Körper abgelöst war, lebte noch mehr als 2 Tage, nachdem er sich diese zweifellos tödliche Verletzung zugezogen hatte

Abb. 5.55: Hälteranlage zur Ermittlung der verzögerten Mortalität von Fischen nach der Passage verschiedener Abwanderkorridore an der Walkmühle an der Werra in Meiningen (SCHMALZ 2010)

5.4.2 Vorschädigungen

Nicht alle Verletzungen von Fischen haben ihre Ursache im Kontakt mit dem beprobten Wasserkraft- oder Wasserentnahmebauwerk. Vielmehr können Fische aufgrund unterschiedlichster Ursachen bereits vorgeschädigt sein. Hierbei kann es sich z. B. um Erkrankungen und Parasitosen, Verletzungen durch Prädatoren oder die Auswirkungen fischereilicher Nutzung handeln. Schließlich werden gelegentlich auch Fische gefangen, die inzwischen verheilte Verletzungen aufweisen. Alle derartigen Vorschädigungen, von denen in Abb. 5.56 bis Abb. 5.59 ein Auswahl dargestellt ist, bleiben bei der Ermittlung von Mortalität und Schädigung unberücksichtigt, da sie nicht in Zusammenhang mit der jeweiligen geprobten wasserbaulichen Anlage stehen.

Abb. 5.56:
Typische Angelverletzung an der Oberlippe eines Döbels

Abb. 5.57: Kormorane ergreifen Fische mit ihrem hakenbewehrten Schnabel. Die tiefen Kratzer an den Flaken einer Bachforelle sind auf vergebliche Zugriffsversuche eines Kormorans zurückzuführen (Foto: R. Ropertz)

Abb. 5.58: Graureiher stechen mit ihrem spitzen Schnabel zu. Typische Folge sind tiefe Fleischwunden im Kopf- und Nackenbereich

Abb. 5.59: Schwere Verletzungen an der Flanke eines Döbels, mutmaßlich infolge der Einwirkung einer Turbine oder Schiffsschraube, die zwischenzeitlich jedoch verheilt sind

5.4.3
Methodisch bedingte Verletzungen

Schließlich können Verletzungen auch durch die Fang- resp. Nachweismethode selbst hervorgerufen werden. Beispielhaft zeigt Abb. 5.60 einen Lachssmolts mit Schuppenverlusten, deren Anordnung deutlich die Netzstruktur des Fanggerätes wiedergibt.

Auch solche Verletzungen bleiben bei der Ermittlung von Schädigung und Mortalität unberücksichtigt. Treten solche Verletzungen in größerem Umfang auf, ist die Anwendbarkeit der Fangmethode in Frage zu stellen. Grundsätzlich ist nicht zuletzt in Hinblick auf den Schutz von Wirbeltieren nach dem Tierschutzgesetz (TierSchG 2009) auch für Monitoringuntersuchungen sicher zu stellen, dass für den Nachweis der Fische nur solche Methoden eingesetzt werden, die ihrerseits keine Verletzungen oder eine zusätzliche Mortalität hervorrufen.

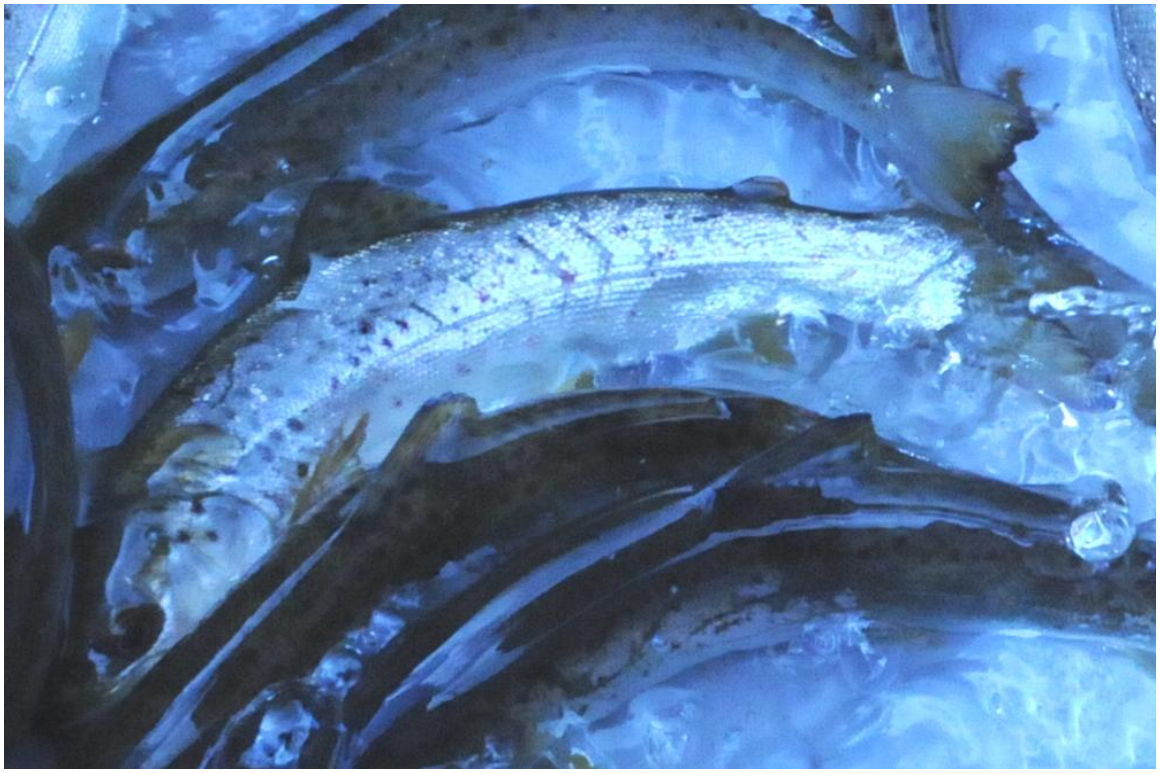


Abb. 5.60: Lachssmolt, bei dem die Schuppenverluste deutlich die Netzstruktur des Fanggerätes abbilden

5.5 Markierungsmethoden

Deutschlandweit werden seit langem nicht nur Zoo-, Haus- und Nutztiere sondern auch Fische zum Zwecke der Wiedererkennung von Gruppen oder aber Einzelindividuen gekennzeichnet (SCHEURING 1949). Solche Fischmarkierungen sind in mehr oder weniger großem Umfang mit Leiden Schmerzen oder gar Schädigungen verbunden und fallen somit unter die Bestimmungen des Tierschutzgesetzes (TierSchG, 2009). Eine nüchterne Betrachtung der verschiedenen, nachfolgend aufgeführten Methoden, die für die Markierung von Fischen zur Verfügung stehen zeigt, dass sich in Hinblick auf die Schwere des Eingriffes, die Heilungschancen und Mortalitätsrisiken sowie nicht zuletzt bezüglich der zu erwartenden Beeinträchtigungen des Verhaltens eine Rangfolge der Verträglichkeit aufstellen lässt (ADAM & LINDEMANN 2009). Hierbei erweisen sich die schonendsten Methoden häufig auch als die teuersten infolge der anfallenden Material- und Personalkosten. Insofern bedarf es einer fachgerechten Versuchsplanung, bei der primär folgende Punkte abzuklären sind:

- Ist die Markierung tatsächlich notwendig? Welche konkrete Fragestellung soll damit geklärt werden und besteht die Aussicht, dass ausreichend markierte Fische wiedergefangen werden, um den angestrebten Erkenntnisgewinn zu erzielen?
- Ist die gewählte Markierungsmethode zielführend? Gruppenmarkierungen sind nur dann aussagekräftig, wenn ein Fisch beim Wiederfang eindeutig einer bestimmten Gruppe zugeordnet werden kann.
- Lässt sich dasselbe Ziel auch mit einer anderen, weniger riskanten Markierungsmethode erreichen?
- Steht der mögliche Erkenntnisgewinn in einem sinnvollen Verhältnis zu den Beeinträchtigungen der markierten Tiere? Auch eine vergleichsweise fischverträgliche Markierung sollte nur dann durchgeführt werden, wenn sie tatsächlich aussagekräftige Resultate erwarten lässt. Andererseits sind hochriskante Markierungsmethoden nicht grundsätzlich abzulehnen, sondern können dann gerechtfertigt sein, wenn hierdurch ein besonders hoher Erkenntnisgewinn zu erzielen ist, der z. B. dem Schutz von Arten oder Populationen dient.

Im Laufe der vergangenen Jahrzehnte wurden zahlreiche Markierungstechniken, bis hin zur radioaktiven Kennzeichnung entwickelt. Grundsätzlich werden externe von internen Markierungsmethoden unterschieden (THORSTEINSSON 2002). Externe Markierungen entstehen durch Veränderungen des äußeren Erscheinungsbildes oder äußerer Merkmale des Fisches. Hierzu zählen Farbmarkierungen, Vernarbungen in-

folge von Heiß- oder Kaltbränden, Marken die am Fischkörper angebracht werden sowie Teil- oder Vollamputation von Flossen, vor allem der Fettflosse von Salmoniden. Interne Markierungen sind in der Regel von außen nicht sichtbar. Hierzu werden u. a. aktive oder passive Transponder oder telemetrische Sender je nach Größe entweder subkutan injiziert, oder in Magen oder Bauchhöhle eingeführt. Im Folgenden werden solche Markierungsmethoden vorgestellt, die für die Funktionskontrolle von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen in Frage kommen.

5.5.1 Äußerlich sichtbare Markierungen

5.5.1.1 Externe Erkennungsmarken

Externe Erkennungsmarken werden mit Drähten oder Kunststofffäden mittels unterschiedlichster Befestigungssysteme in der Muskulatur von Fischen verankert (Abb. 5.61). Auf diese kostengünstig angebotenen Metall- oder Plastikmarken (u. a. Carlin-, Anchor-, Floy- und Dart-Tags) können beliebige Informationen aufgedruckt werden. Sie lassen sich am Fisch einfach und gut sichtbar anbringen, so dass eine dauerhafte Individualmarkierung möglich ist. Die Verankerungsstelle des sich permanent bewegenden Drahtes oder Fadens stellt jedoch ein ständiges Infektionsrisiko dar, so dass Störungen der Wundheilung auftreten können, und jederzeit das Risiko von Infektionen besteht. Begünstigt wird dies durch eine falsche Platzierung der Marke, z. B. auf der Bauchseite oder am Kiemendeckel, durch Gewässerbelastungen und eine schlechte körperliche Konstitution des markierten Fisches. In Konsequenz hiervon erreicht die markierungsbedingte Mortalität bei externen Marken häufig mehr als 50 % (HANSEN 1988, GROSCH et al. 1977).

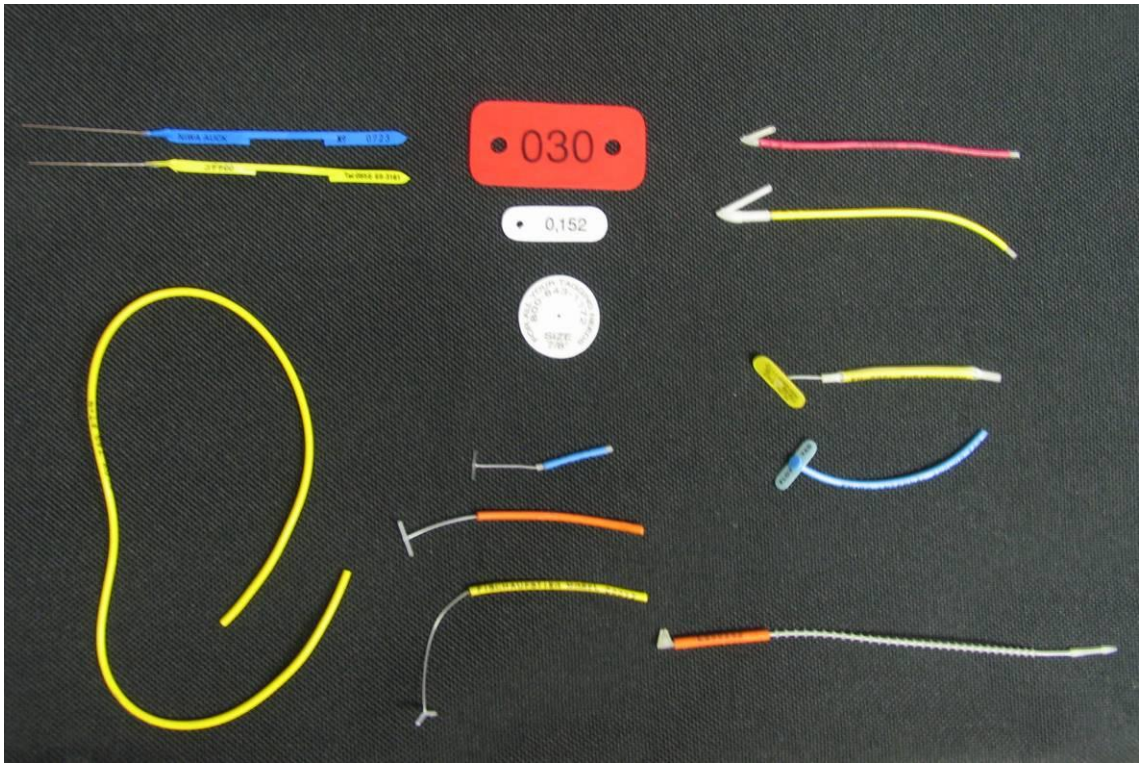


Abb. 5.61: Diverse Marken zur externen Kennzeichnung von Fischen

5.5.1.2 Flossenschnitt

Der Flossenschnitt dient der Markierung einer Gruppe. Zu diesem Zweck werden zumeist die Brustflossen teilweise oder vollständig amputiert. Zwar können diese von Flossenstrahlen aufgespannten Flossen regenerieren, bleiben jedoch dauerhaft verkrüppelt, was eine Wiedererkennung ermöglicht. Eine insbesondere bei Salmoniden angewandte Form des Flossenschnitts ist das Abschneiden der zwischen Rücken- und Schwanzflosse gelegenen, bindegewebigen Adipose (Abb. 5.62). Eine amputierte Adipose regeneriert nicht mehr, so dass selbst in früher Jugend gekennzeichnete Exemplare lebenslänglich markiert bleiben. Wenngleich die Adipose keine „echte“ Flosse darstellt, hat sie als männliches Geschlechtsmerkmal bei Salmoniden Auswirkungen auf das Imponierverhalten bei der Balz. Der Verlust der Adipose kann sich deshalb negativ auf den Reproduktionserfolg auswirken und hat nach Untersuchungen von HANSEN (1988) eine beträchtliche Mortalität zur Folge. Dennoch werden in Deutschland alljährlich große Stückzahlen solcherart schnell und billig markierter Salmoniden im Rahmen von Besatz- und Wiederansiedlungsmaßnahmen in Gewässern besetzt (VDSF, 2003), da für die Ausführung eines Adiposenschnittes nicht mehr als eine Schere benötigt wird.

Abb. 5.62: Adiposenschnitt bei einem Lachs (links), im Vergleich mit der Adipose eines unmarkierten Exemplars (rechts)

5.5.1.3 Farbmarkierungen

Farbmarkierungen erlauben eine vergleichsweise rasche und kostengünstige, äußerlich sichtbare Kennzeichnung. Dabei werden Pigmente entweder mit einer Spritze oder mittels Druckluft in die Haut eingebracht. Aufgrund der Löslichkeit vieler Farbstoffe und der großen Regenerationsfähigkeit der Fischhaut sind Farbmarkierungen meist nur wenige Monate halt-, und damit sichtbar. Für Langzeituntersuchungen sind sie deshalb ungeeignet. Auch sind die oftmals verwendeten Farbstoffe nicht ungiftig, was es insbesondere hinsichtlich der potentiellen Verkehrs- und Verzehrsfähigkeit eines Fisches zu beachten gilt.

Weit verbreitet ist die Markierung durch Injektion von Farbstoffen mittels eines Panjet (Abb. 5.63 und Abb. 5.64). Dies ist ein medizintechnisches Gerät, das entwickelt wurde, um Lokalanästhetika mit Druck, also ohne Injektionskanüle und damit weitgehend schmerzfrei in die Mundschleimhaut zu applizieren. Der Panjet wird seit Jahrzehnten in der Fischereibiologie eingesetzt, um Fische zu markieren. Hierfür wird in der Regel der Farbstoff Alcianblau 8 GS verwandt (HART & PITCHER 1969, GOLLMANN et al. 1986). Um beim Wiederfang eine Unterscheidung zwischen verschiedenen Chargen zu ermöglichen, kann die Markierungsstelle sowie die Anzahl der Markierungspunkte variiert werden. Sinnvoller ist es demgegenüber, in alkoholischer Lösung aufgenommene Azofarbstoffe einzusetzen, wie sie auch bei der Tätowierung von Menschen verwandt werden. Diese Pigmente sind in den unterschiedlichsten Farbtönen verfügbar, so dass eine große Zahl unterschiedlicher Chargen eindeutig markiert werden kann. Im Gegensatz zu Alcianblau sind diese Farbstoffe nicht löslich, sondern bei der Markierung wird eine länger halt-, und damit sichtbare Farbdispersion in die Unterhaut eingebracht.

Abb. 5.63: Der Panjet, ursprünglich als nadelloses Injektionsgerät für medizinische Zwecke entwickelt, wird in der Fischereibiologie zur Markierung von Fischen genutzt

Abb. 5.64:
Der Panjet wird auf die Haut des Fisches aufgesetzt, dann wird der Auslösemechanismus betätigt und die Farbemulsion unter die Haut injiziert

Bei Anwendung des Panjet ist der Bedarf an Farbstoff wesentlich größer als das tatsächlich applizierte Volumen, da ein großer Überschuss des Farbstoffes nicht in das Gewebe eindringt, sondern von der Körperoberfläche abspritzt (Abb. 5.65). So werden für die Markierung von 100 Fischen ca. 10 ml Farblösung benötigt. Die gesetzten Markierungspunkte sind zwar klein, aber aufgrund der intensiven Färbung deutlich sichtbar (Abb. 5.66). Bei der Markierung juveniler Lachse und Meerforellen beträgt die Haltbarkeit von Farbmarkierungen mit Azofarbstoffen etwa 6 Monate (SCHWEVERS & ADAM 1997). Bei Blankaalen breiten sich die zunächst kleinen Markierungen unter der Haut allmählich aus und nehmen an Größe und Farbintensität zu, so dass die Tiere Wochen und Monate später besser identifizierbar sind, als unmittelbar nach der Markierung (Abb. 5.67, SCHWEVERS & ADAM 2010).

Abb. 5.65: Der größte Teil des Farbstoffes dringt nicht in die Haut ein

Abb. 5.66: Nach Abspülen des oberflächlich anhaftenden Farbstoffs werden zunächst die nur kleinen Markierungspunkte sichtbar

Abb. 5.67: Typisches Bild eines Blankaals ca. 5 Wochen nach der Markierung: Die Farbpunkte haben an Größe zugenommen und sind deutlich erkennbar

5.5.1.4
Visible Implant Tags

Visible Implant Tags bilden den Übergang zwischen externen und internen Markierungen. Es handelt sich um 5 x 2 Millimeter große, mit einem alphanumerischen Code bedruckte Plastikplättchen, die unter farblose Hautpartien z. B. am Auge des Fisches eingeschoben werden (Abb. 5.68). Die Individualerkennung erfolgt durch Ablesen des Codes. Allerdings ist die Wiedererkennung eines markierten Fisches aufgrund der Kleinheit der Marke und der mit zunehmendem Alter fortschreitenden Pigmentierung der Haut problematisch.

Abb. 5.68:
Visible Implant Tag
in der durchsichtigen Haut
hinter dem Auge eines Fisches

5.5.2
HI-Z Turb'n Tags

In den USA wurden speziell zur Untersuchung der Fischabwanderung und der Überlebensrate von Fischen an Wasserkraftstandorten so genannte "HI-Z Turb'n-Tags" entwickelt (HEISEY et al. 1993). Hiermit werden die Fische mit einer äußerlich am Fisch befestigten Kapsel markiert und anschießend hinter dem Rechen direkt in den Einlaufschacht der Turbine appliziert. Nach einiger Zeit bzw. infolge von Druckschwankungen bei einer Turbinenpassage entweicht Gas aus der Kapsel in einen Ballon, der sich füllt und den Fisch an die Wasseroberfläche zieht (Abb. 5.69 und Abb. 5.70). Die markierten Fische können nun an der Wasseroberfläche eingesammelt und auf Verletzungen hin untersucht werden (Abb. 5.71). Mit dieser Methode

können somit Mortalitätsraten ermittelt und beispielsweise bezüglich des Öffnungswinkels der Turbinenschaufeln exakt differenziert werden. Indem die Fische an verschiedenen Stellen im Querschnitt des Einlaufschachtes den Turbinen zugeführt werden, lässt sich auch eine repräsentative Beprobung sicherstellen, darüber hinaus kann die Mortalitätsrate so auch separat für unterschiedliche Pfade der Turbinenpassage ermittelt werden.

Dieses Verfahren ist patentrechtlich geschützt und nicht käuflich zu erwerben. Es wird nur von der Herstellerfirma, NORMANDEAU ASSOCIATES INC. im Rahmen einer entsprechend beauftragten Untersuchung eingesetzt. Dies bietet allerdings den Vorteil, dass der professionelle Einsatz der Methode garantiert ist und die erzielten Befunde von hoher Zuverlässigkeit und Akzeptanz sind.

Erstmals in Europa wurde diese Technik im Herbst 2009 am Wasserkraftwerk Fessenheim am Rhein im Auftrag des Energiekonzerns EDF eingesetzt, um die turbinenbedingte Mortalität von Blankaalen zu untersuchen (BARAN et al. 2010).

Abgesehen von an Turbinenausläufen installierten Vollhamen sind HI-Z Turb'n-Tags die einzige verfügbare Methode, um Mortalitätsraten infolge einer Turbinenpassage zuverlässig zu ermitteln. Von Vorteil ist, dass keine Abhängigkeit von der natürlichen Aalabwanderung besteht, so dass die Untersuchung zeiteffektiv und unter gezielt eingestellten Versuchsbedingungen erfolgen kann. BARAN et al. (2010) beispielsweise führten ihre Untersuchung am Rhein unter Einsatz von insgesamt 350 Aalen innerhalb von 3 Wochen durch. Allerdings war der Personalaufwand in dieser Zeit mit 12 bis 14 Personen erheblich.

Weil Fische im Rahmen der Untersuchung bewusst dem Risiko einer Verletzung ausgesetzt werden, handelt es sich beim Einsatz von HI-Z Turb'n-Tags um einen genehmigungspflichtigen Tierversuch (ADAM & LINDEMANN 2010).

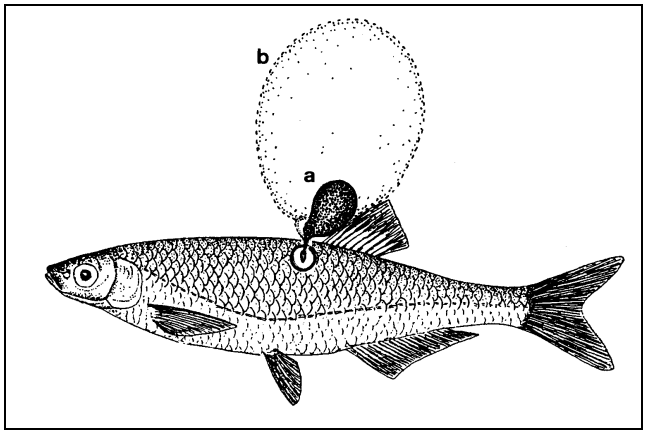


Abb. 5.69:
An einem Fisch befestigter HI-Z Turb´n-Tag in (a) komprimiertem und (b) gefülltem Zustand, schematisch (DWA 2005)

Abb. 5.70: Markierungskapsel (unten) und aufgeblasene Ballons (oben) von HI-Z Turn'n-Tags (BARAN et al. 2010)

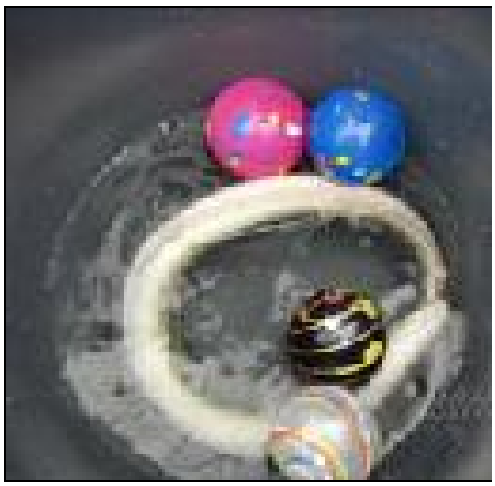


Abb. 5.71: Von HI-Z Turb'n-Tags werden markierte Fische an die Wasseroberfläche befördert, wo sie eingesammelt und auf Verletzungen hin untersucht werden können (BARAN et al. 2010)

5.5.3 Transponder

Bei einem so genannten „Passive Integrated Transponder" (kurz: PIT-Tag, Abb. 5.72), handelt es sich um ein glasummanteltes Implantat, mit dem u. a. Zoo- oder Haustiere, aber auch wildlebende Fische individuell markiert werden können (ADAM & SCHWEVERS 1994). Da die Erkennung des Transponders durch elektromagnetische Induktion erfolgt, benötigt das Implantat keine eigene Energiequelle und ist deshalb ein Tierleben lang funktionsfähig. Gelangt ein Transponder in den Schwingkreis einer Antenne, sendet er die gespeicherte Kennung aus. Diese wird von der Antenne empfangen und von einem zugehörigen Lesegerät in einen 10-stelligen Code übersetzt (Abb. 5.73).

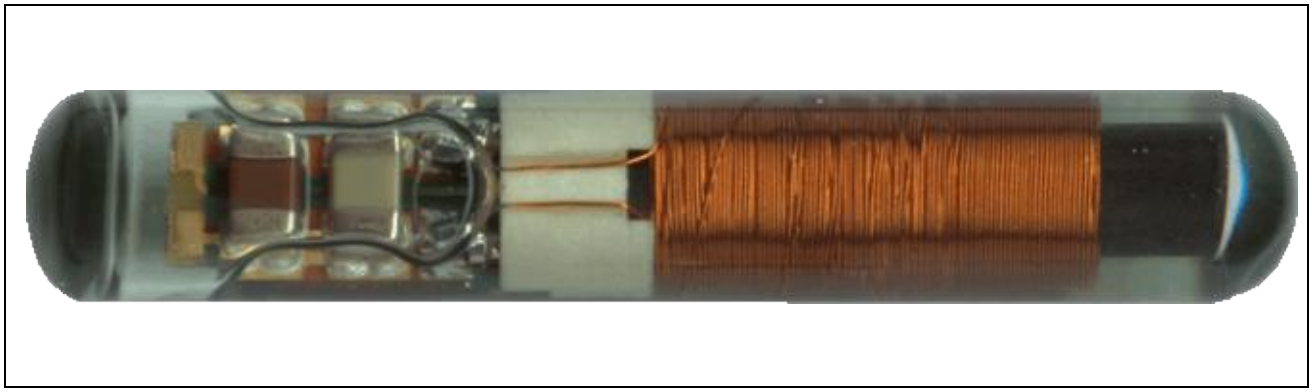


Abb. 5.72: PIT-Tag: Die der Energieaufnahme und -abgabe dienende Kupferspule umschließt einen Ferritkern, auf dem ein Code programmiert ist

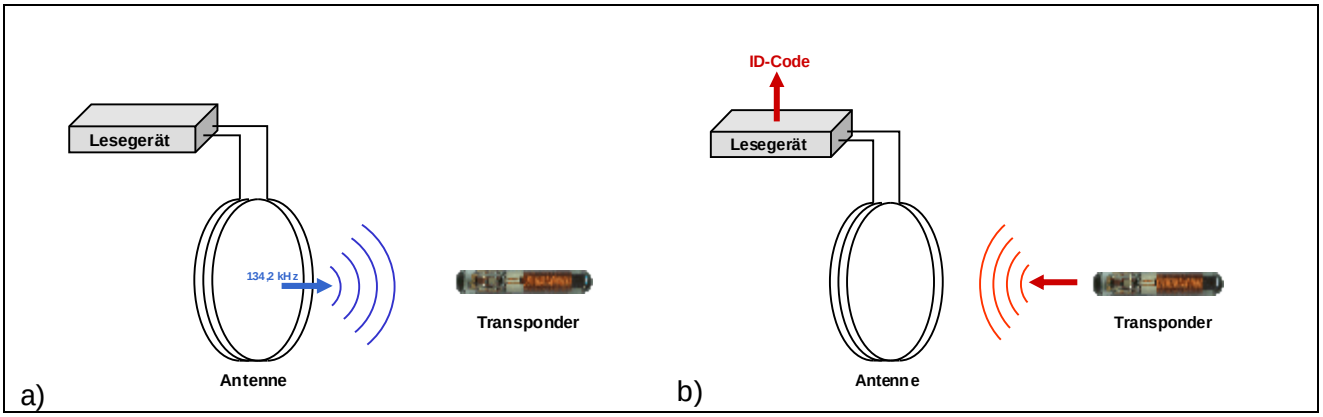


Abb. 5.73: Funktionsprinzip eines Transponder-Systems: a) Aktivierung des Transponders durch elektromagnetische Kopplung auf einer Radiofrequenz, b) die Antenne empfängt das Transpondersignal, die Decodierung übernimmt ein Lesegerät

Transponder werden von verschiedenen Herstellern angeboten. Sie sind in zwei verschiedenen technischen Varianten verfügbar (Abb. 5.74):

- Bei der Full-Duplex (FDX)-Technik sendet die Antenne permanent auf einer bestimmten Frequenz. Auf einer anderen Frequenz „lauscht“ sie gleichzeitig auf „antwortende“ Transponder.
- Eine Half-Duplex (HDX)-Antenne sendet ca. 30 Salven pro Sekunde, die jeweils von kurzen Pausen unterbrochen werden. Während dieser Pausen lauscht die Antenne auf derselben Frequenz auf die Antwort eines Transponders.

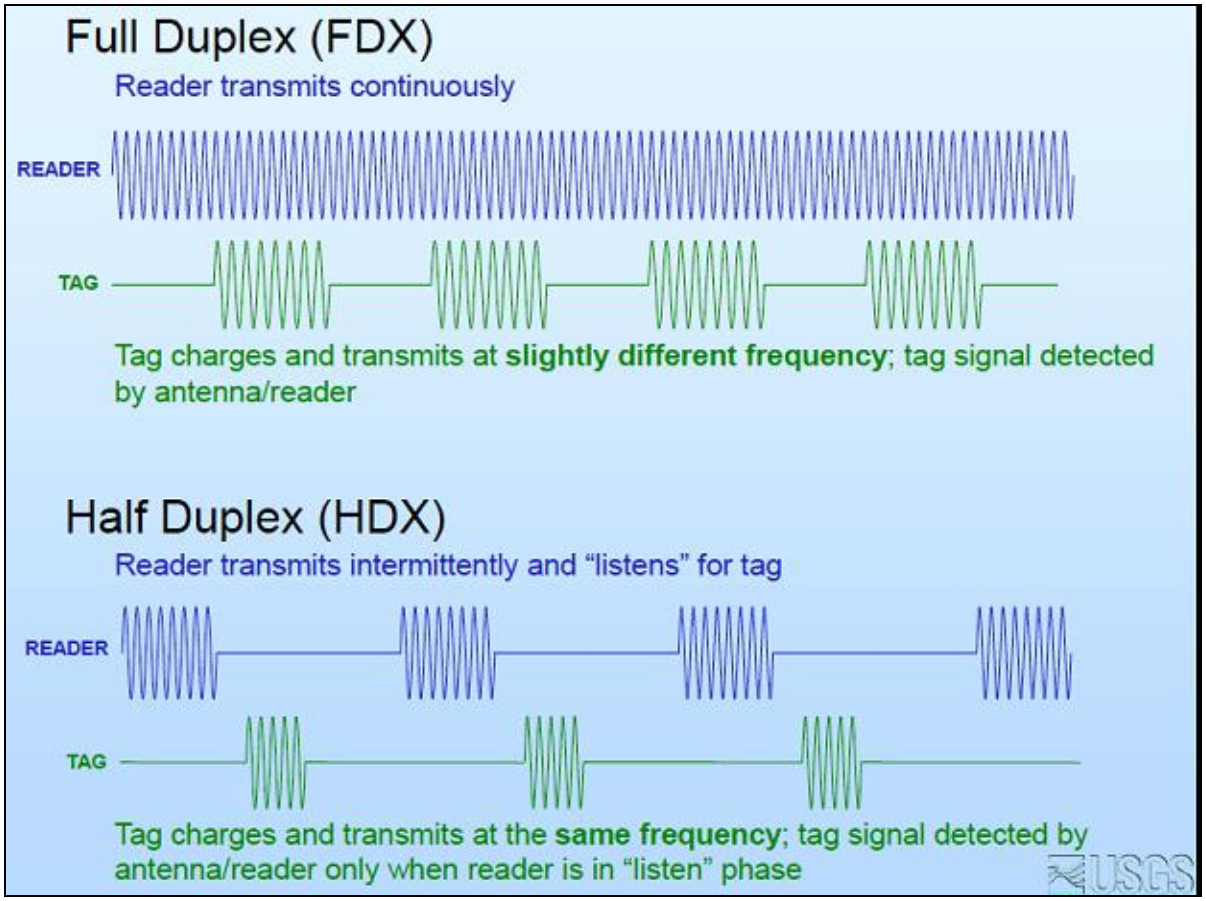


Abb. 5.74: Grundsätzliche Unterschied zwischen der FDX- und der HDX-Technologie (Quelle: US Geological Survey)

Beide Transponder-Technologien arbeiten auf unterschiedlichen Radiofrequenzen. Deshalb können FDX-Antennen keine HDX-Transponder detektieren und HDX-Antennen keine FDX-Transponder.

Der zwischen Antenne und Transponder maximal zulässige Abstand, in dem der Code zuverlässig empfangen wird, ist unmittelbar von der Größe des Transponders sowie einer Reihe von Umweltfaktoren anhängig. Generell gilt: Je kleiner ein Transponder, desto geringer seine Reichweite und um so größer seine Störanfälligkeit.

FDX-Transponder (Abb. 5.75 oben), die vor allem für die Markierung von Haustieren entwickelt wurden, sind mit 12 mm Länge und 2 mm Durchmesser so klein, dass sie unter die Haut eines Fisches injiziert werden können. Hierzu werden sie in der Regel einzeln, steril verpackt in Injektionskanülen ausgeliefert. Entsprechend ihrer Größe ist jedoch auch die Reichweite mit maximal 0,5 m vergleichsweise gering.

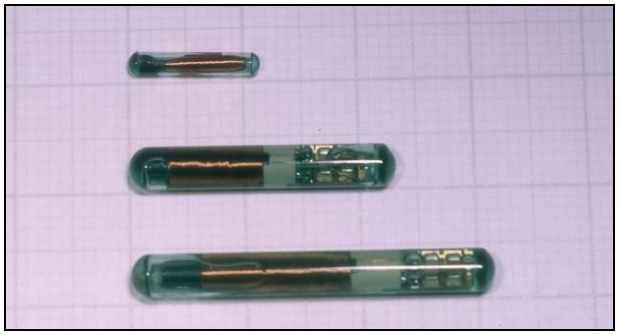
HDX-Transponder sind seit kurzem in derselben, geringen Größe lieferbar. Darüber hinaus werden auch aber auch deutlich größere Transponder und mit entsprechend größerer Reichweite angeboten. Für die Fischmarkierung sind vor allem solche von 4 mm Durchmesser und 23 bzw. 32 mm Länge geeignet (Abb. 5.75 Mitte und unten). Um den Transponder in der Bauchhöhle eines Fisches abzulegen bedarf es eines minimalinvasiven Schnittes durch die Haut. Während mit 23 mm-Transpondern (Abb. 5.75, Mitte) aalförmige Fische ab einer Größe von ca. 30 cm und andere Fischarten ab einer Größe von ca. 20 cm markiert werden können, lassen sich 32 mm-Transponder bei Individuen ab 40 cm Länge problemlos implantieren (Abb. 5.75, unten).

Abb. 5.75:
Transponder verschiedener Hersteller:

oben: FDX 12 x 2,0 mm

Mitte: HDX 23 x 3,9 mm

unten: HDX 32 x 3,9 mm



5.5.3.1 FDX-Transponder

Erstmals wurde die FDX-Technologie von TROVAN in Deutschland 1996 vom Institut für angewandte Ökologie für die automatische Überwachung kleiner Fischaufstiegsanlagen angepasst und in einem konventionellen Beckenpass in Scheuerfeld an der Sieg (Rheinland-Pfalz) sowie einem Umgehungsgerinne in Sinn an der Dill (Hessen) erfolgreich eingesetzt (ADAM & SCHWEVERS 1997). Aktuell finden FDX-Transponder in deutschen fischökologischen Projekten z. B. im Frühwarnsystem MIGROMAT® zur Erkennung der Abwanderung von Aalen Verwendung (ADAM & SCHWEVERS 2006).

FDX-Transponder eignen sich wegen ihrer geringen Größe auch für die Markierung kleiner Fische von weniger als 10 cm Länge. Aufgrund ihrer geringen Reichweite müssen die transpondierten Exemplare für eine Registrierung jedoch in die unmittelbare Nähe eines Lesegerätes geraten bzw. durch Rahmenantennen von maximal 0,5 m Durchmesser hindurchschwimmen. Zur Überwachung der Fischabwanderung sind sie folglich nur dann geeignet, wenn die markierten Fische wiedergefangen werden und die Codes aus kurzer Distanz abgelesen werden können. Auch lässt sich diese

Technologie einsetzen, wenn die Fische englumige Bypassleitungen passieren müssen, in die Rahmenantennen zur automatischen Registrierung integriert sind. In großem Maßstab werden FDX-Transponder beispielsweise seit den 1990er Jahren zur Überwachung der Smoltabwanderung pazifischer Salmoniden an der amerikanischen Westküste eingesetzt (PRENTICE et al. 1990a, 1990b, 1990c). Allein im Gewässersystem de Columbia River werden hierzu jährlich mehr als 1.000.000 Smolts markiert.

5.5.3.2 HDX-Transponder

HDX-Systeme erreichen wesentlich größere Reichweiten als FDX-Transponder und werden deshalb vor allem in den USA und in Frankreich für verschiedenste Freilanduntersuchungen mit fischökologischer Fragestellung eingesetzt (HARO et al. 2001, ROUSSEL et al. 2004, SUBRA et al. 2007, 2008). Das weltweit in der Fischökologie eingesetzte HDX-System wird von TEXAS INSTRUMENTS hergestellt und oft unter der Bezeichung TI-RIS oder TI-RFID vertrieben.

Das HDX-System besteht grundsätzlich aus einer von einem markierten Fische zu durch- oder überschwimmenden Antenne, einem zu der Antennetechnik gehörenden Tuner und einem Lesegerät, das an einen Computer oder einen Datenlogger angeschlossen ist. Die elektrische Versorgung erfolgt über eine Batterie oder einen Transformator, um den Netzstrom in eine 24-Volt Spannung zu wandeln (Abb. 5.76).

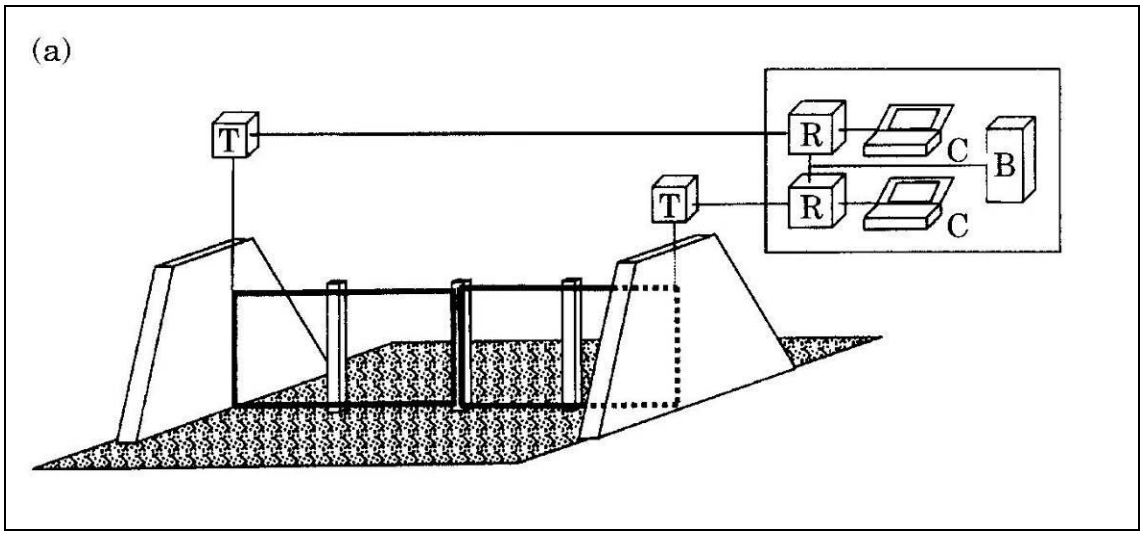


Abb. 5.76: Aufbau des von ROUSSEL et al. (2004) für Freilanduntersuchungen eingesetzten HDX-Systems; T = Tuner, R = Lesegerät (Reader), C = Computer, B = Stromversorgung (Battery)

Bei der Antenne handelt es sich um ein einfaches handelsübliches kunststoffummanteltes Kabel, das, vergleichbar einer Spule, zur Abstimmung auf die Frequenz des Transponders in mehrere Windungen gelegt wird. Hierbei sind Dimensionen realisierbar die es erlauben, HDX-Antennen an den Durchlässen groß dimensionierter Fischaufstiegsanlagen zu installieren und so die Passagen von Fischen zu registrieren. Auf diese Weise wurde beispielsweise von HARO et al. (2004) der Aufstieg amerikanischer Maifische über den Doppelschlitzpass in Turner Falls in Massachusetts (USA) untersucht (Abb. 5.77 und Abb. 5.78) und jüngst wurde vom Institut für angewandte Ökologie an der Staustufe Geesthacht an der Elbe (Niedersachsen und Schleswig-Holstein) ein HDX-System in Betrieb genommen (Abb. 5.79), das in der Lage ist, die 1,2 m breiten und über 5 m hohen Schlitze des dortigen Doppelschlitzpasses abzudecken (ADAM 2011). HDX-Antennen sind nicht käuflich zu erwerben, sondern müssen vom Anwender selber hergestellt, getunt und im Falle der Verwendung mehrerer Antennen, synchronisiert werden.

Abb. 5.77:
TI-RFID Kabelantennen vor zwei Durchlässen des Doppelschlitzpasses in Turner Falls am Connecticut River (USA) (Foto: A. Haro)

Abb. 5.78:
Zum Schutz wird das Antennenkabel in ein PVC-Rohr mit 30 mm Durchmesser eingezogen. Die Befestigung erfolgt mit rostfreien Clips, die im Beton verdübelt werden (Foto: A. Haro)

Abb. 5.79: An verschiedenen Positionen im Verlauf des Doppelschlitzpasses am Wehr Geesthacht an der Elbe (Schleswig-Holstein) wurden 18 Rahmenantennen von maximal 5,4 m Höhe und 1,3 m Breite in die Schlitze eingebaut

Der zu einer jeden Antenne gehörige Tuner baut einerseits den Schwingkreis mit einer Frequenz von 134,2 kHz auf, der benötigt wird, um die zur Aktivierung eines HDX-Transponders erforderliche Energie bereit zu stellen und damit andererseits die Antenne den vom Transponder entsandten Code empfangen kann (Abb. 5.80 und Abb. 5.81). Die von der Antennen-Tuner-Einheit empfangenen Signale werden über ein twinaxiales Kabel an ein HDX-Lesegerät (Abb. 5.82 und Abb. 5.83) übertragen, das in bis zu 100 m Entfernung lokalisiert sein kann. Das Lesegerät übernimmt die Decodierung des Signals und gibt die Informationen an ein Datenaufnahmegerät weiter, das aus einem Datenlogger oder einem PC bestehen kann.

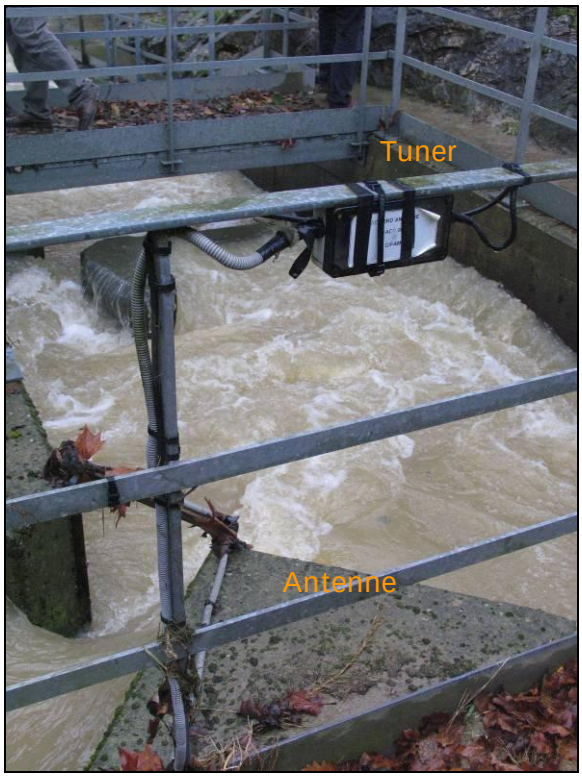
Mit einem HDX-Lesegerät können maximal 4 Kabelantennen gleichzeitig betrieben werden (Abb. 5.82). Allerdings benötigt die von den Lesegeräten periodisch durchzuführende Protokollabfrage von 4 Antennen so viel Zeit, dass die Lesegeschwindigkeit des Systems und damit die Sicherheit, mit der ein passierender Transponder erkannt wird sinkt. Da hierunter die Detektionssicherheit vor allem von schnell schwimmende Fischen leidet, werden in den USA maximal zwei Antennen mit einem

Lesegerät gekoppelt (Abb. 5.83, SUBRA et al. 2007). Die Störanfälligkeit des HDX-Systems nimmt auch mit einem größeren Abstand zwischen der Antennen-Tuner-Einheit und dem Lesegerät zu, insbesondere wenn wie in den USA und Frankreich als Interface zum PC eine RS 323 Schnittstelle eingesetzt wird.

Abb. 5.80: Antennentuner

rechts oben und rechte Seite: Anschlüsse für das ringförmige Antennenkabel; links: Datenausgang und 24 V-Versorgung zur Erzeugung des Schwingkreises

Abb. 5.81:
Eher provisorisch installierter Tuner und HDX-Antenne an einem Durchlass des Fischpasses am Wasserkraftwerk Castetarbe am Gave de Pau (Frankreich)



Aufbauend auf diesen internationalen Erfahrungen mit der HDX-Technologie wird vom Institut für angewandte Ökologie eine eins-zu-eins-Verschaltung von jeweils einer Antennen-Tuner-Einheit mit einem Lesegerät betrieben. Ferner wurde für die Kommunikation der Lesegeräte mit einem PC anstelle der bislang eingesetzten RS 323 Schnittstelle ein RS 485 Interface mit der zugehörigen Software entwickelt, um

eine sicherere Datenübertragung auch über große Kabellängen und für bis zu 32 Antenneneinheiten zu realisieren (Abb. 5.84, ADAM 2011).

Abb. 5.82: Lesegerät für den gleichzeitigen Betrieb von bis zu 4 Antennen, Transformator und Datenaufnahmegerät müssen separat untergebracht werden

Abb. 5.83: Französischer Schaltkasten für zwei HDX-Lesegeräte und ein Netzteil

Abb. 5.84: Deutsche Weiterentwicklung der HDX-Technologie; rechts: kompakter Schaltschrank mit 8 Lesegeräten; links: dazu gehöriger Schaltschrank mit Transformator und PC sowie Überspannungsschutz und Sicherungen

5.5.3.3
NEDAP-Trial-System

Vom niederländischen Hersteller NEDAP wurden sehr große, aktive Transponder entwickelt, um Fischwanderungen in großen Flüssen zu untersuchen. Auch hier wird der Transponder von der Antenne aktiviert und sendet ein Signal aus, das wiederum von der Antenne empfangen wird. Um möglichst große Reichweiten zu erzielen, wird das vom Transponder ausgesandte Signal elektrisch verstärkt. Als Energiequelle enthält ein Transponder deshalb zusätzlich eine Batterie. Dieser Bautyp bedingt einen Durchmesser des Transponders von 18 mm und eine Länge von nicht weniger als 80 mm, so dass dieser nur bei großen Exemplaren anwendbar ist und mit einem operativen Eingriff in die Bauchhöhle implantiert werden muss (Abb. 5.85).

Abb. 5.85: Implantation eines Transponders des NEDAP-Trial-Systems

Als Antenne werden drei Kabel parallel zueinander von Ufer zu Ufer auf dem Flussgrund verlegt. Auf diese Weise ist es möglich, den gesamten Querschnitt großer Flüsse vollständig zu überwachen. Eingesetzt wurde das NEDAP-Trial-System u. a. zur Dokumentation der Wanderungen von Meerforellen und von Blankaalen in Rhein und Maas (BREUKELAAR et al. 1998, BRUIJS et al. 2003, ADAM et al. 2004). Seit

kurzer Zeit sind auch deutlich kleinere NEDAP-Transponder verfügbar, deren Reichweite bzw. Lebensdauer entsprechend reduziert ist.

In Hinblick auf zu beantwortende fischökologische Fragestellungen sind NEDAP-Transponder nur dann und bei solchen Arten sinnvoll anwendbar, deren Abwanderperiode kürzer ist, als die Funktionsdauer der Sender. Ein Nachteil dieses Systems sind zudem die hohen Kosten für die Antennen bzw. deren Fixierung im Gewässer. Insofern kann diese Methode nur unter dem Vorbehalt der Finanzierbarkeit für Fischabstiegsuntersuchungen empfohlen werden.

5.5.4 Telemetrie

Mit der Telemetrie steht eine Methode zur Verfügung, um mit Sendern markierte Fische in großen Gewässern und über weite Distanzen zu verfolgen, um Erkenntnisse über die räumlich und zeitlich differenzierte Nutzung aquatischer Habitate sowie Einblicke in das Wander- und Orientierungsverhalten zu gewinnen. Im Gegensatz zu vielen anderen Ländern (LUCAS & BARRAS 2001, Abb. 5.86) wurde die Telemetrie in Deutschland bisher nicht zuletzt aufgrund der vergleichsweise hohen Kosten für die Anschaffung der benötigten technischen Komponenten vergleichsweise selten angewandt (u. a. MARMULLA 1996, MEYER & PELZ 1998, FREDRICH 1996, 1999, BEHRMANN-GODEL 2000, FREDRICH & ARZBACH 2002, BAUER, 2002, KOBLER 2007).

Entsprechend steht hierzulande auch nur ein sehr begrenzter Erfahrungsschatz zu den Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes dieser Markierungs- und Verfolgungstechnik zur Verfügung, zumal jeder Bearbeiter andere Systeme einsetzt und sich bisher kein methodisch-technischer Standard herauskristallisiert hat. Im Rahmen der Überprüfung der Funktionsfähigkeit von Fischschutz- und -abstiegsanlagen könnte die Telemetrie erheblich an Bedeutung gewinnen, da sie Einblick in das Leben und Verhalten von Fischen unter natürlichen Bedingungen sowie im Bereich wasserbaulicher Anlagen gibt.

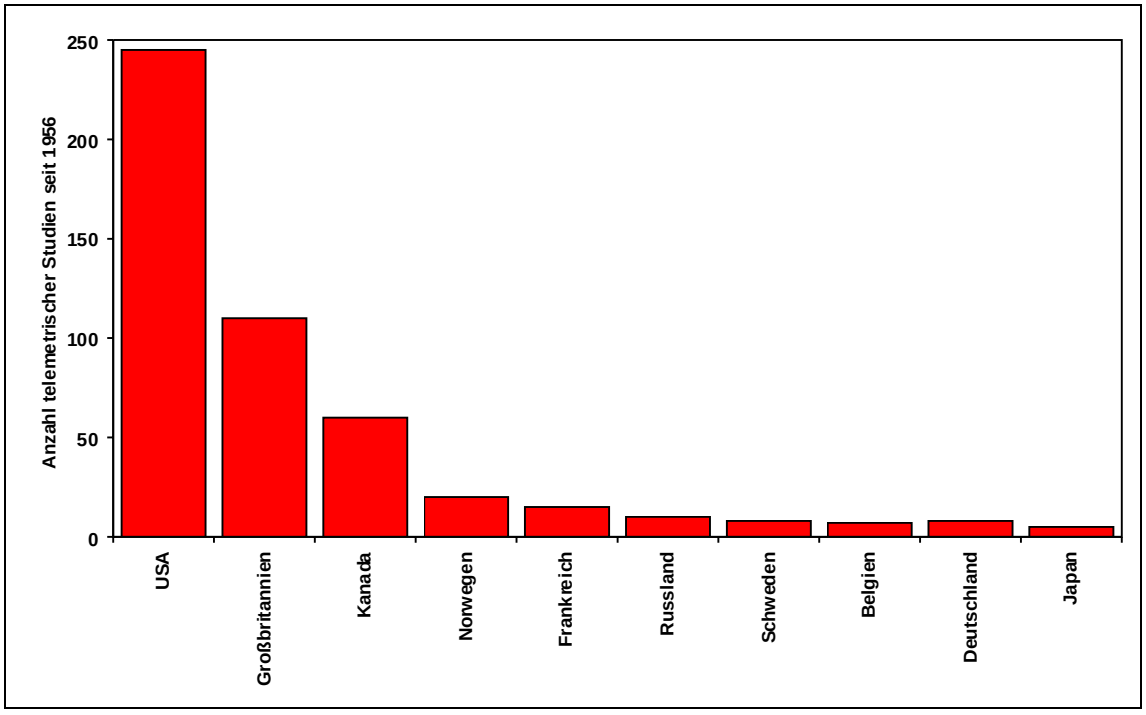


Abb. 5.86: Anzahl publizierter fischökologischer Untersuchungen unter Einsatz der Telemetrie (ergänzt nach LUCAS & BARRAS 2001)

Telemetrische Systeme bestehen grundsätzlich aus einem Sender, der ein Signal aussendet und einem Empfänger in Form einer Antenne bzw. eines Hydrophons, der das Signal aufnimmt und entschlüsselt. Telemetrische Systeme werden nach dem Signaltyp in Radiotelemetrie und akustische Telemetrie unterschieden.

5.5.4.1 Radiotelemetrie

Radiotelemetrische Emitter senden mehr oder weniger kontinuierlich ein Signal auf einer bestimmten Wellenlänge zwischen 147 MHz und 168 MHz aus (Abb. 5.87). Der Empfänger kann das Radiosignal in einem Abstand von bis zu 200 m auf der entsprechenden Frequenz detektieren. Allerdings kann eine Antenne in der Regel nur eine einzige Wellenlänge empfangen, die jeweils von einem bestimmten Sender und somit einem Tier ausgesandt wird. Sofern mehrere Sender überwacht werden sollen, muss ständig zwischen deren Empfangsfrequenz umgeschaltet oder es müssen mehrere Empfänger gleichzeitig eingesetzt werden. Dieses Problem lösen wesentlich teurere, programmierbare Radiosender, deren Signal morseartig modifiziert wird, so dass auf gleicher Frequenz über 100 verschiedene Codes und damit Individuen überwacht werden können.

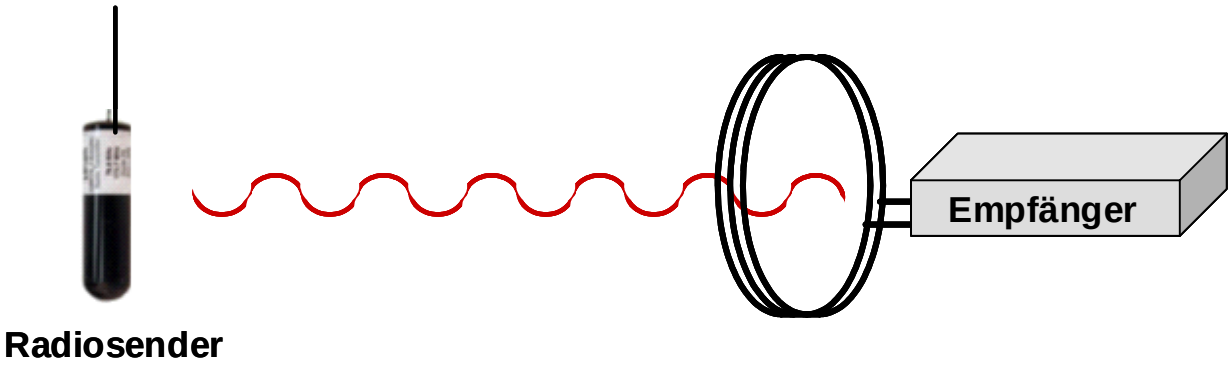


Abb. 5.87: Funktionsprinzip der Radiotelemetrie

Die Radiotelemetrie ist eine relativ robuste Technik und kommt bei Wassertiefen bis etwa 10 m und Leitfähigkeiten von weniger als 800 µS/cm im Süßwasser zum Einsatz. Die Technologie ist zudem vergleichsweise sehr unempfindlich gegenüber Trübstoffen, Luftblasen und Turbulenzen, da die Empfängerantennen die Radiosignale über der Wasseroberfläche orten. Die Radiotelemetrie ermöglicht eine mobile zweidimensionale Positionsbestimmung besenderter Fische insbesondere in Fließgewässern. Auch für eine Überwachung bestimmter Areale in Gewässern oder im Bereich wasserbaulicher Anlagen ist der Einsatz der Radiotelemetrie mit stationär installierten Antennen prädestiniert.

Abb. 5.88: Radiotelemetrische Sender unterschiedlicher Größe und Reichweite

Abb. 5.89: Einsatzteam zur mobilen Überwachung besenderter Fische (SUBRA et al. 2007)

5.5.4.2 Akustische Telemetrie

Akustische Sender (Abb. 5.90) sind zwar in ihrer Form von Radiosendern kaum zu unterscheiden, doch sind sie bei gleicher Lebensdauer um ein etliches größer und schwerer als radiotelemetrische Emitter, wodurch Reichweiten bis zu 800 m erzielt werden können. Akustische Sender produzieren je nach Hersteller ein Ultraschallsignal mit einer Frequenz von 65,5 kHz bis 76,8 kHz. Als Empfänger für die Schallsignale werden Hydrophone eingesetzt (Abb. 5.91, Abb. 5.92). Da ein akustischer Sender nicht einfach einen Dauerton sendet, sondern die Länge und Abfolge seines Tones modulieren kann, ergibt sich bei der akustischen Telemetrie die Möglichkeit, auf nur einer Frequenz viele Individuen zu markieren und zu überwachen.

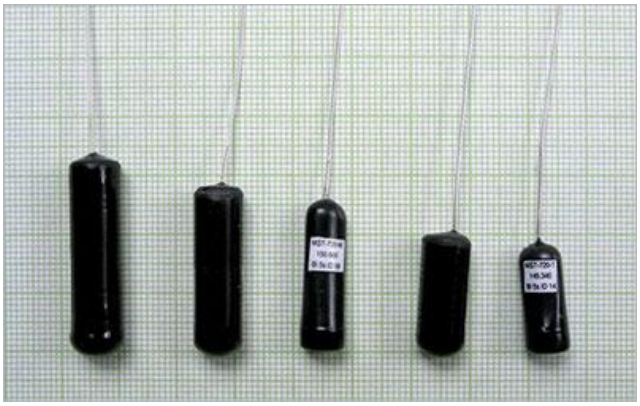


Abb. 5.90: Akustische Emitter

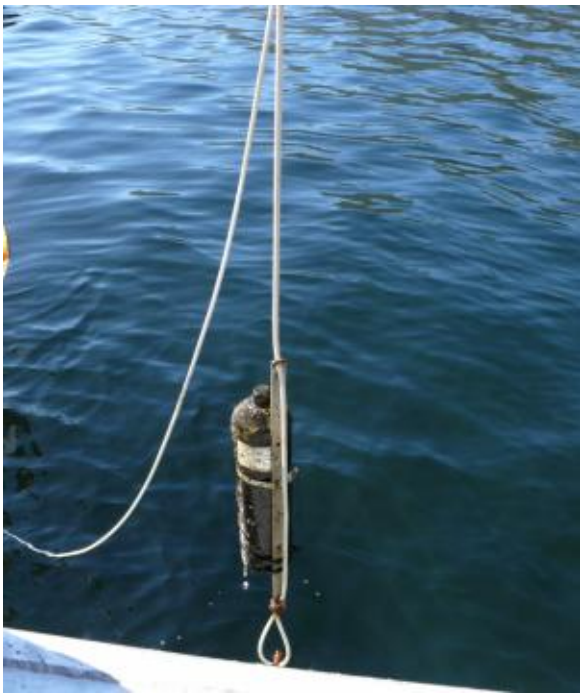


Abb. 5.91: Hydrophon am Manapouri Dam (Neuseeland)

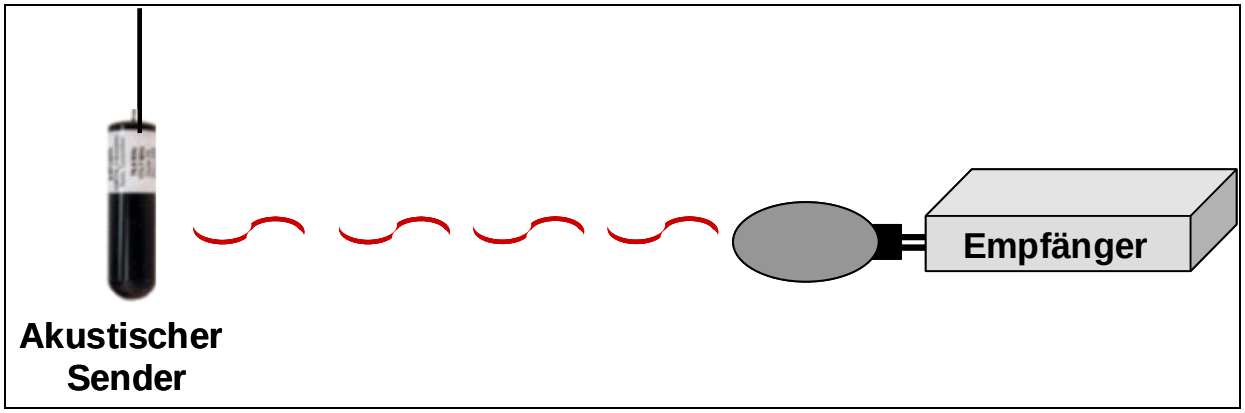


Abb. 5.92: Funktionsprinzip der akustischen Telemetrie

Die akustische Telemetrie bietet mehr und genauere Ortungsmöglichkeiten als die Radiotelemetrie. So ist es durch geschickte Anordnung von mindestens drei im Gewässer platzierten Empfängern möglich, so genannte Kreuzpeilungen durchzuführen: Anhand eines Abgleichs der Laufzeiten eines Signals zwischen zwei an der Wasseroberfläche und einem dritten in Grundnähe positionierten Empfängern kann eine dreidimensionale Positionsbestimmung durchgeführt werden. Diese Form der Signaldokumentation und Auswertung erlaubt spektakuläre Einblicke in die räumlich/zeitlichen Bewegungsmuster von Fischen (Abb. 5.93). Allerdings erweist sich der Umgang mit der bei Auswertung von Kreuzpeilungen anfallenden Datenmengen als sehr problematisch, da komfortable Auswertungstools bis heute fehlen. Dementsprechend erfordert eine dreidimensionale Auswertung akustischer Telemetriedaten einschließlich ihrer Visualisierung zur Veranschaulichung der Wanderrouten eines Fisches einen immensen personellen und zeitlichen Aufwand.

Der Anwendbarkeit der akustischen Telemetrie, die auch in größeren Wassertiefen sowohl im Salz-, wie auch Süßwasser funktioniert, sind durch im Wasser befindliche Trübstoffe und Gasblasen physikalische Grenzen gesetzt, denn hierdurch werden die Ultraschallsignale der Sender reflektiert, so dass die Hydrophone nur schwache oder verrauschte Signale empfangen. Deshalb ist der Einsatz der akustischen Telemetrie in turbulenten Lebensräumen z. B. Fliessgewässern mit hoher Strömung, im Bereich von Wehrüberfällen oder an Engstellen mit Abrissströmungen fraglich.

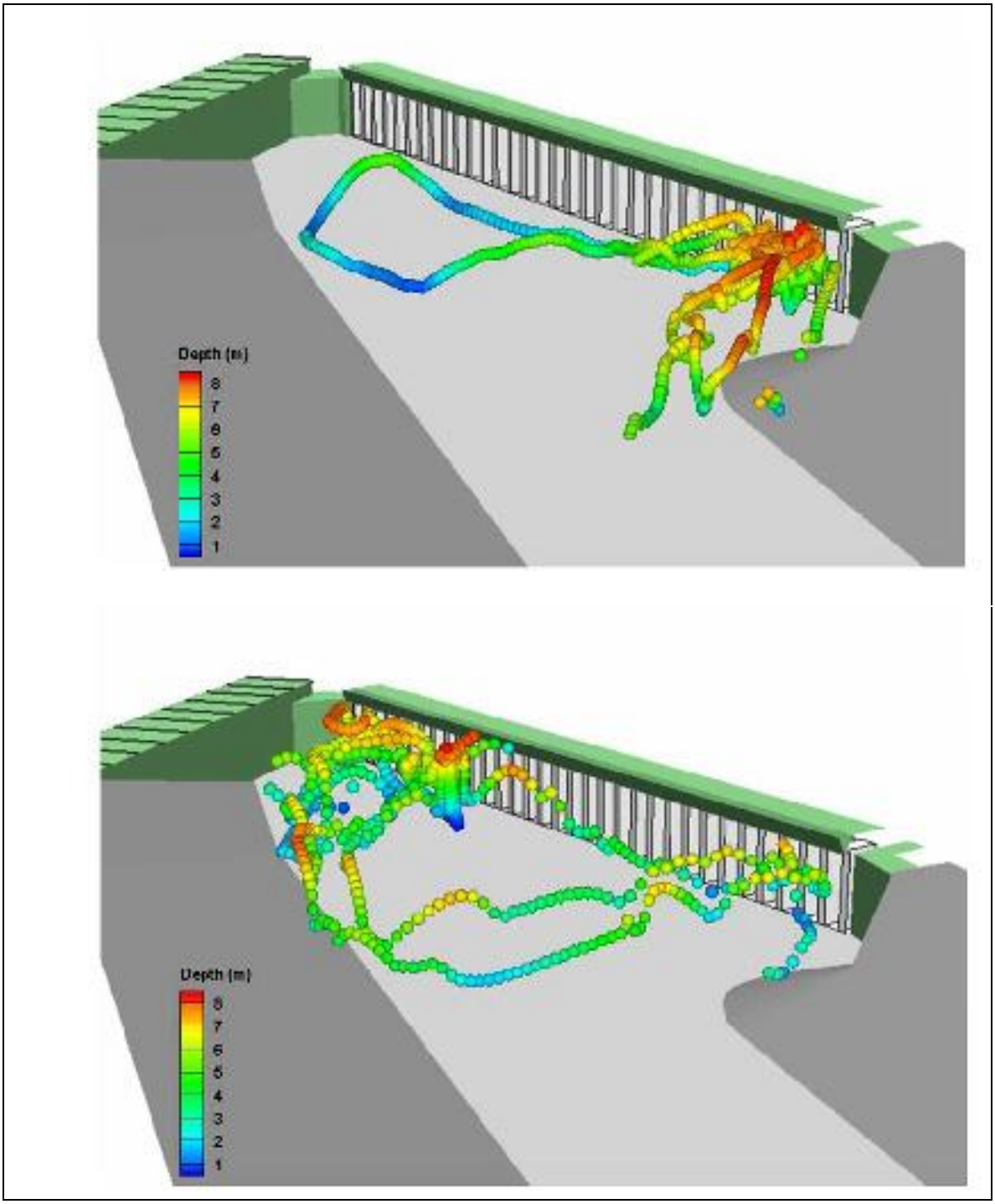


Abb. 5.93: Dreidimensionale Rekonstruktion der Wanderpfade abwandernder *(Anguilla australis, A. dieffenbachii)* im Oberwasser der Anapuri Power Station, Neuseeland (BROWN et al. 2007)

6 Untersuchungsdesign

Es besteht generell ein großer Untersuchungsbedarf bezüglich biologischer Aspekte der Fischabwanderung, der Mortalität von Fischen an wasserbaulichen Anlagen sowie der Funktion von Fischschutz- und -abstiegsanlagen. Nachfolgend werden unterschiedliche Ansätze dargestellt, wie diese Fragen unter Anwendung der in Kap. 5 beschriebenen Methoden untersucht werden können und wie die Funktionsfähigkeit von Fischschutz- und -abstiegsanlagen nachvollziehbar und damit transparent bewertet werden kann

6.1 Klärung verhaltensbiologischer Grundlagen

Zahlreiche Versuche, den Schutz von Fischen zu gewährleisten und ihnen eine gefahrlose Abwanderung zu ermöglichen, sind in der Vergangenheit gescheitert. Die Ursache hierfür war in den meisten Fällen, dass die eingesetzten Techniken nicht auf das Verhalten abwandernder Fische abgestimmt waren und deshalb nicht die erhofften Verhaltensreaktionen auslösten. Insofern sind Untersuchungen der verhaltensbiologischen Grundlagen des Fischschutzes und des Fischabstiegs dringend notwendig. Aufgrund der eingeschränkten Beobachtungsmöglichkeiten im Freiland kommen hierfür vor allem ethohydraulische Laboruntersuchungen in Frage (Kap. 5.1). So konnten beispielsweise grundlegende Erkenntnisse zur Reaktion von Fischen gegenüber mechanischen Barrieren im Rahmen von Laboruntersuchungen u. a. von ADAM et al. (1999); AMARAL et al. (2000) und RUSSON et al. (2010) geklärt werden (Abb. 6.1).

Voraussetzung für die Verwertbarkeit solcher Befunde ist allerdings die Einhaltung der ethohydraulischen Methodenstandards und insbesondere die Wahrung der situativen Ähnlichkeit zwischen Labor- und Freilandsituation (ADAM & LEHMANN 2011).

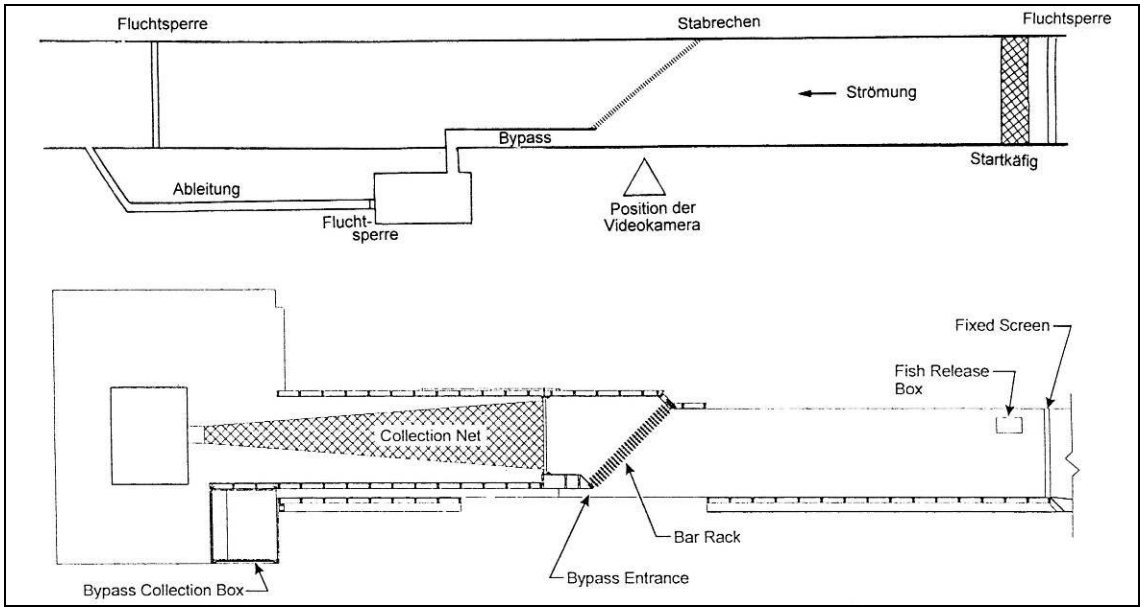


Abb. 6.1: Versuchsaufbau von ADAM et al. (1999) (oben) und AMARAL et al. (2000) (unten) zur Schutzwirkung schräg angeordneter mechanischen Barrieren

6.2 Erhebung biologischer Daten

Generell stehen viele Methoden zur Verfügung, um biologische Informationen über das Abwandergeschehen zu gewinnen. Mit vergleichsweise geringem Aufwand ist dies durch Auswertung der Fänge von Berufsfischern möglich. Darüber hinaus können hierzu jedoch auch alle anderen, in Kap. 5.3 aufgeführten Fangmethoden genutzt werden. Solange die Repräsentativität der Probe gewährleistet ist reicht es hierbei aus, nur einen Teilabfluss des Gewässers zu beproben. So wurde beispielsweise mittels der Fänge des stationären Aalfanges Hann. Münden (Abb. 6.2) die Hauptabwanderzeit des Aals in der Fulda ermittelt: Fast 90 % der Fänge in der zweiten Jahreshälfte der ausgewerteten 7 Jahre wurden in den Monaten September bis November erzielt. Keine Aussagen hingegen erlaubt diese Auswertung für die Monate Januar und Februar, da die Fangsaison in der Fulda traditionell Ende Dezember beendet wird.

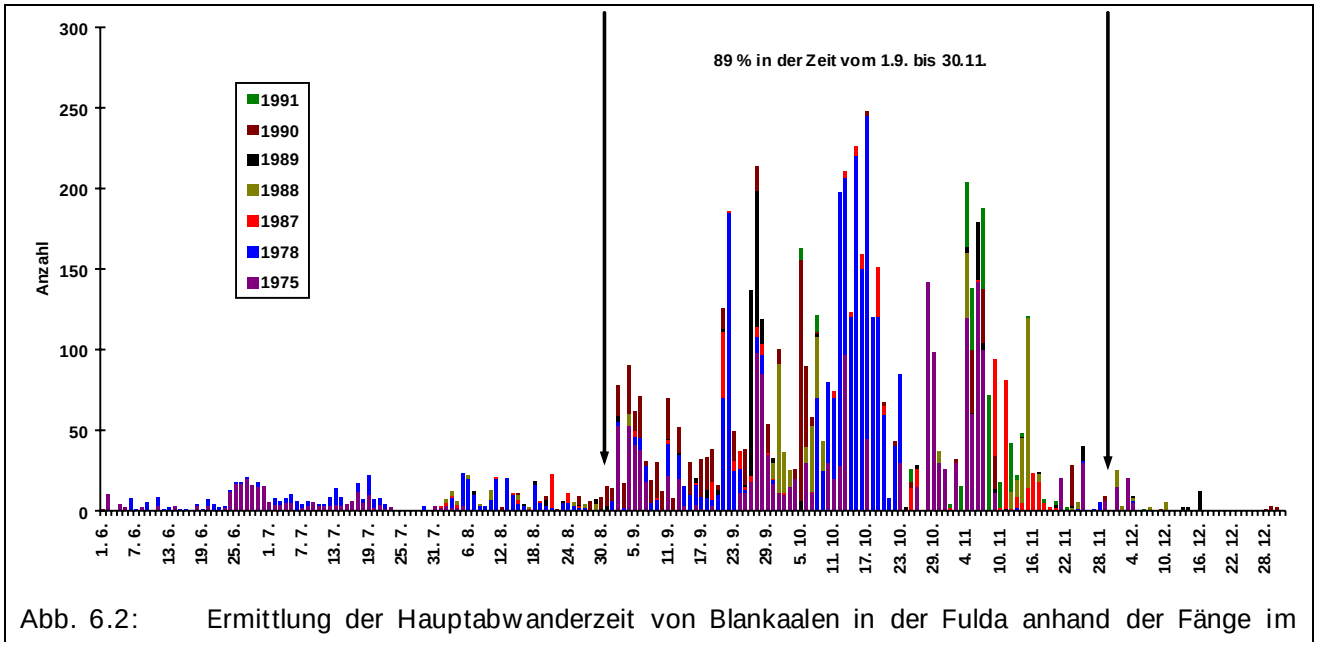


Abb. 6.2: Ermittlung der Hauptabwanderzeit von Blankaalen in der Fulda anhand der Fänge im stationären Aalfang Hann. Münden (Niedersachsen) in den Jahren 1975, 1978 und 1987 bis 1991 (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)

Von Bedeutung ist darüber hinaus die Dynamik der Abwanderung, die ebenfalls mittels berufsfischereilicher Fänge erfasst werden kann. Dies ist in Abb. 6.3 beispielhaft für die Blankaalfänge mittels Schokkern und Hamen an der Mittelweser dargestellt.

Vergleichbare Daten können auch durch die Registrierung von Fischen gewonnen werden, die mit Transpondern oder Telemetriesendern markiert wurden. Erfolgt hierbei die Datenaufnahme permanent durch fest installierte Antennen, ist eine größtmögliche Repräsentativität der Probenahme gewährleistet. Insofern ist vor allem darauf zu achten, dass die markierte Probe repräsentativ für den Gesamtbestand ist. Beispielhaft ist in Abb. 6.4 die mittels NEDAP-Trial-System (Kap. 5.5.3.3) erfasste Dynamik der Blankaalabwanderung in der Maas im Jahr 2002 dargestellt.

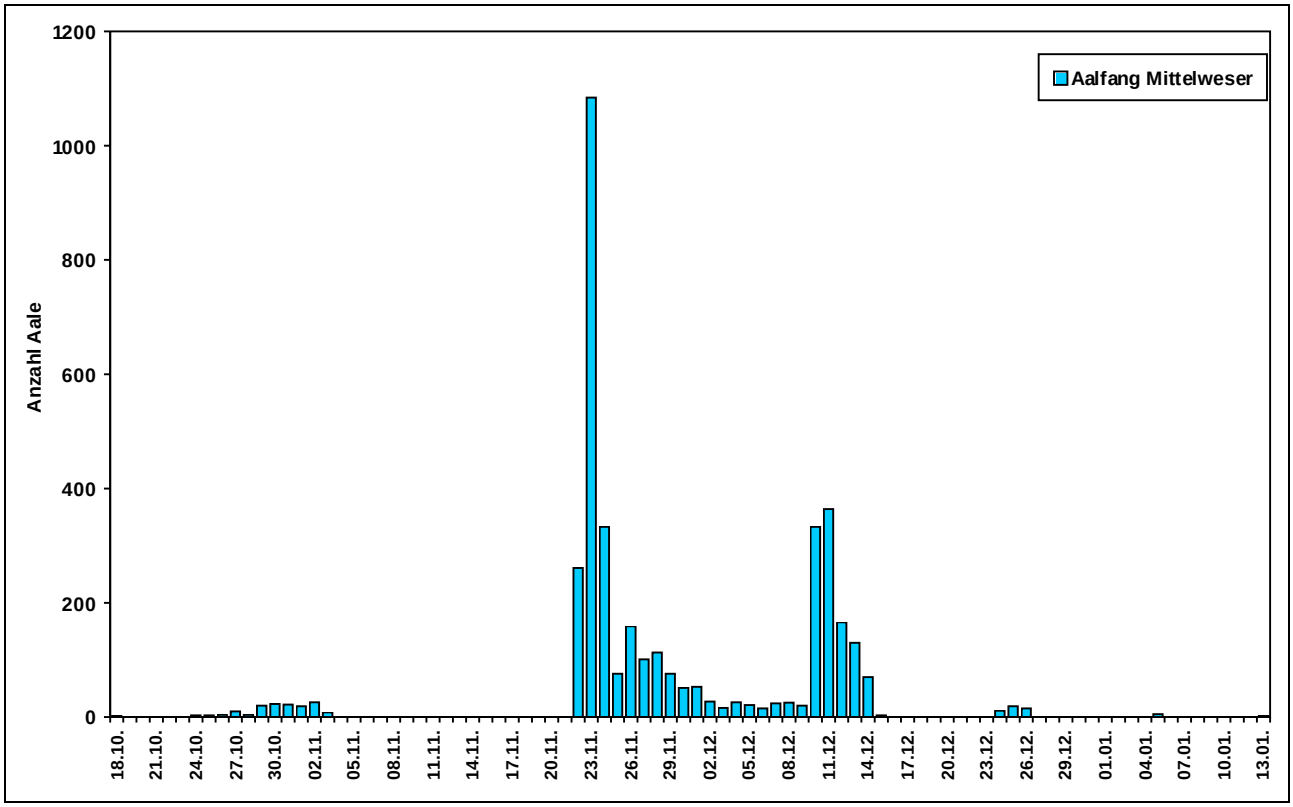


Abb. 6.3: Dynamik der Aalfänge an der Mittelweser in der Zeit von Mitte Oktober 2008 bis Mitte Januar 2009 (SCHWEVERS et al. 2010a)

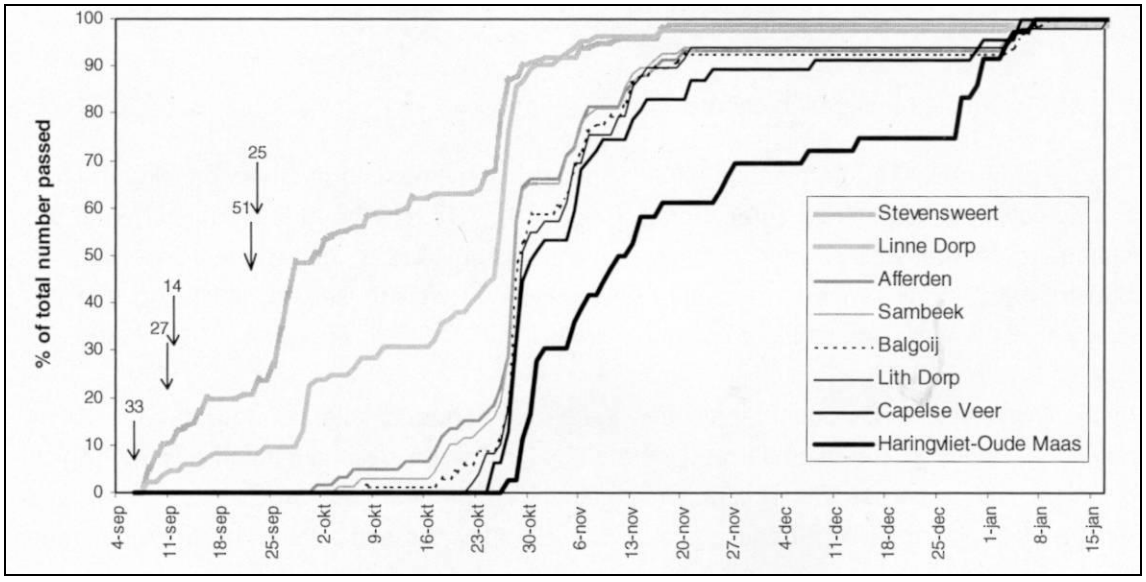


Abb. 6.4: Mit dem NEDAP-Trial-System ermittelte Dynamik der Blankaalabwanderung in der Maas im Jahr 2002 (Niederlande); dargestellt in Form von Kumulationskurven an 8 Antennenstationen (Pfeile: Besatz markierter Exemplare) (BRUIJS et al. 2003)

Die Befunde einer permanenten Datenaufnahme mittels automatischer Telemetrieempfänger oder Transponderantennen können auch kleinskalig ausgewertet werden, um die diurnale Rhythmik der Abwanderung zu untersuchen. Für die Blankaalabwanderung in der Maas ergab eine Auswertung der Daten des NEDAP-Trial-Systems die in Abb. 6.5 dargestellte Verteilung der Wanderaktivitäten über den Tag (BRUIJS et al. 2003).

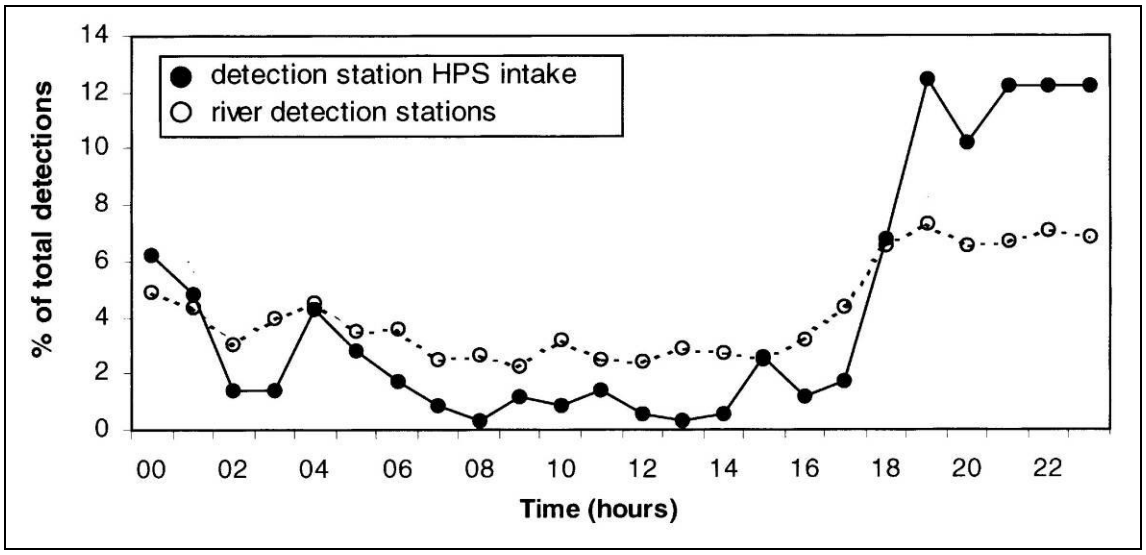


Abb. 6.5: Anteilige Detektionen von mit NEDAP-Transpondern markierter Aale in der Maas (Niederlande) im Verlauf der 24 Stunden des Tages (BRUIJS et al. 2003)

Die Aussagekraft der Dynamik allein ist allerdings begrenzt, doch liefert sie dann wichtige Informationen über die Abwanderung, wenn sie mit anderen Daten verschnitten wird. So kann ein Abgleich mit den Alarmmeldungen von Frühwarnsystemen zur Ermittlung von deren Zuverlässigkeit herangezogen werden (Kap. 6.6).

Grundlegende Erkenntnisse über die Mechanismen der Abwanderung ermöglicht eine Verschneidung der Daten zur Abwanderung mit chemisch-physikalischen Messwerten. So ergab eine Auswertung der Fänge im stationären Aalfang Hann. Münden in der Fulda, dass dort die meisten Aale bei Abflüssen unterhalb der Mittelwasserführung von 60 m³/s abwandern (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998, Abb. 6.6). Abb. 6.7 zeigt auf derselben Datenbasis, dass die Mondphase entgegen landläufiger Meinung, zumindest an der Fulda keinen nachweisbaren Einfluss auf das Abwandergeschehen von Blankaalen entfaltet. Ähnliche Auswertungen

sind auch bezüglich anderer Parameter wie Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert etc. möglich, um deren Einfluss auf das Abwandergeschehen zu untersuchen.

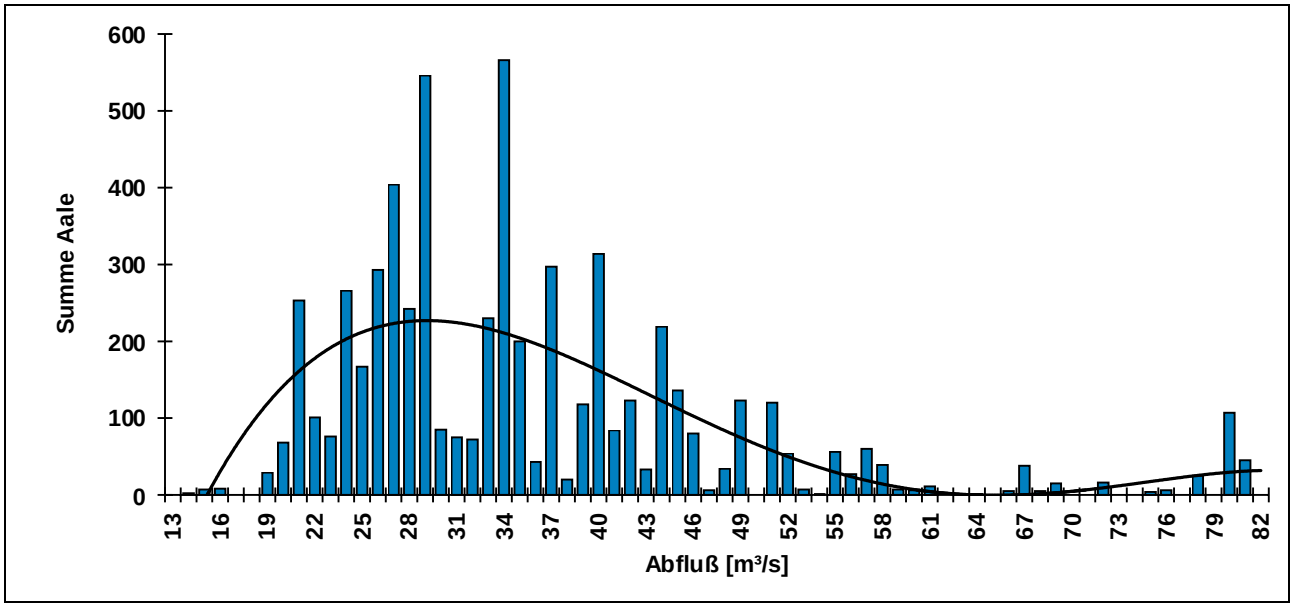


Abb. 6.6: Summe der in den Jahren 1975, 1978 und 1987 bis 1991 im Aalfang Hann. Münden in der Fulda (Niedersachsen) gefangenen Aale in Abhängigkeit vom Abfluss (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)

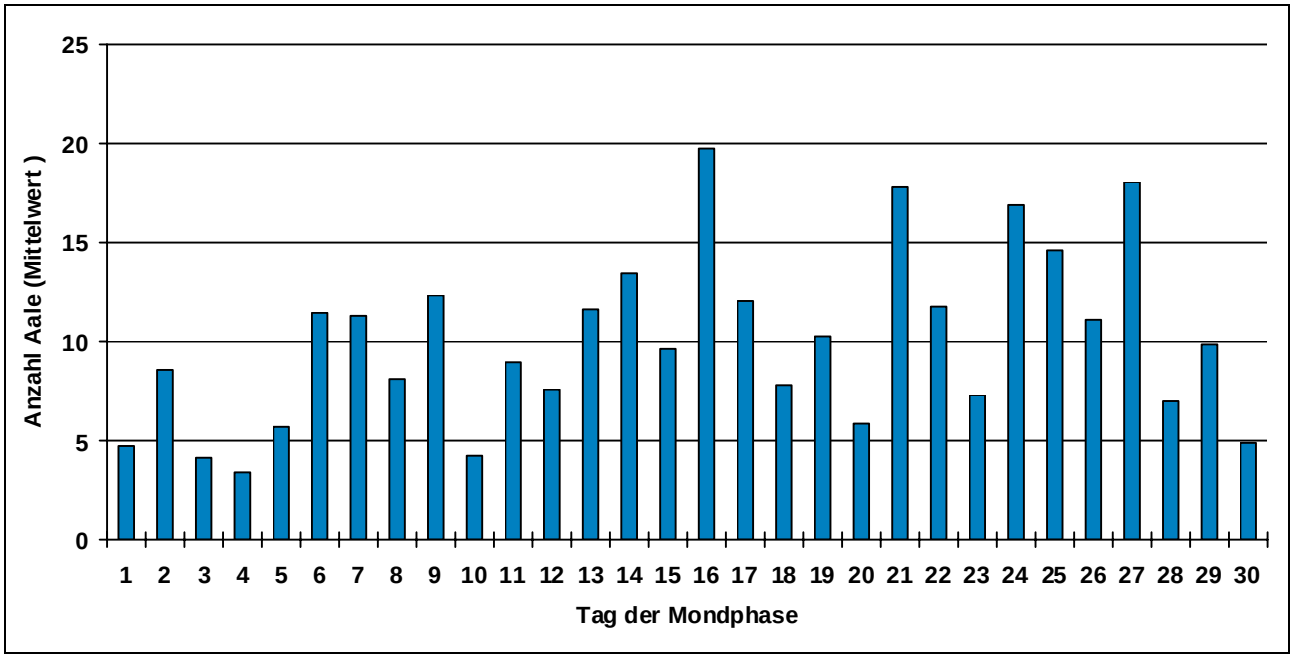


Abb. 6.7: Tagesmittelwert der in den Jahren 1975, 1978 und 1987 bis 1991 im Aalfang Hann. Münden in der Fulda (Niedersachsen) gefangenen Aale in Abhängigkeit vom Tag der Mondphase (ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG 1998)

Werden abwandernde Fische im Rahmen von Monitoringuntersuchungen mit einer der in Kap. 5.3 aufgeführten Methoden gefangen, können sie bezüglich unterschiedlichster biologischer Merkmale untersucht werden. Die nachfolgenden Abbildungen sind hierfür Beispiele:

- Längen-Gewichts-Relation (Abb. 6.8)
- Längenfrequenz und Geschlecht (Abb. 6.9)
- Längenfrequenz und Altersklassen (Abb. 6.10)
- Abwanderzeitpunkt in Abhängigkeit vom Alter (Abb. 6.11).

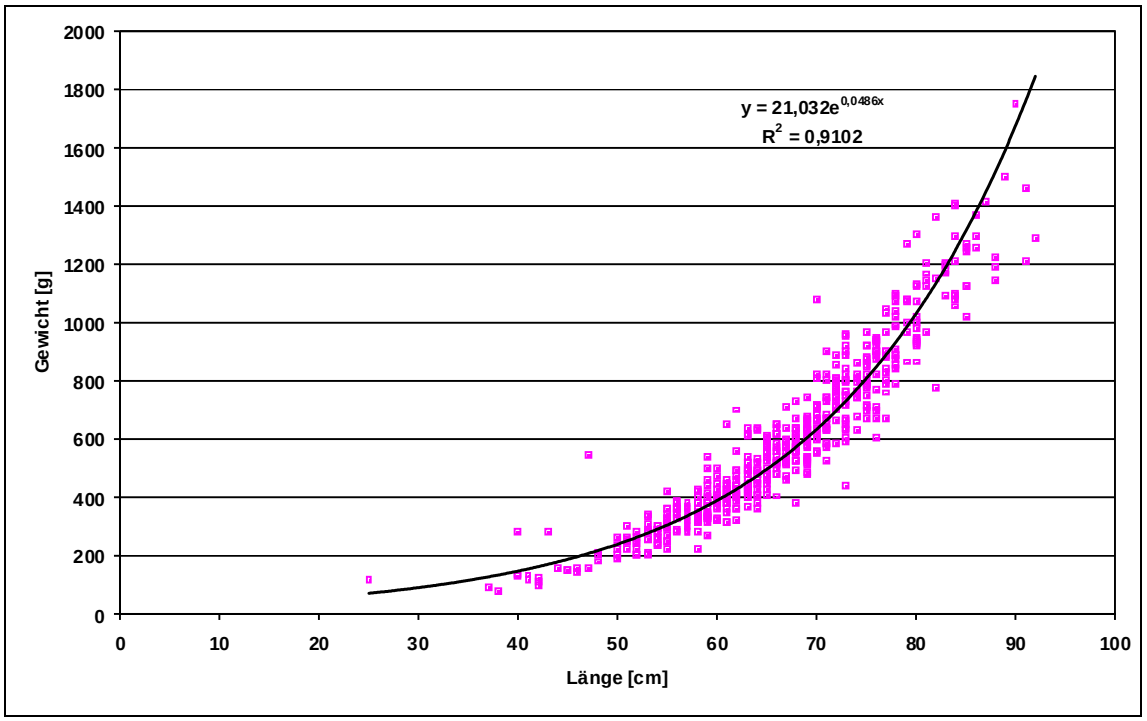


Abb. 6.8: Längen-Gewichts-Relation von 575 Aalen, die 2006/07 im Unterwasser der Staustufe Landesbergen an der Weser (Niedersachsen) mittels Schokker gefangen wurden (BRAUER 2007, Ausreißerwerte wurden nicht eliminiert)

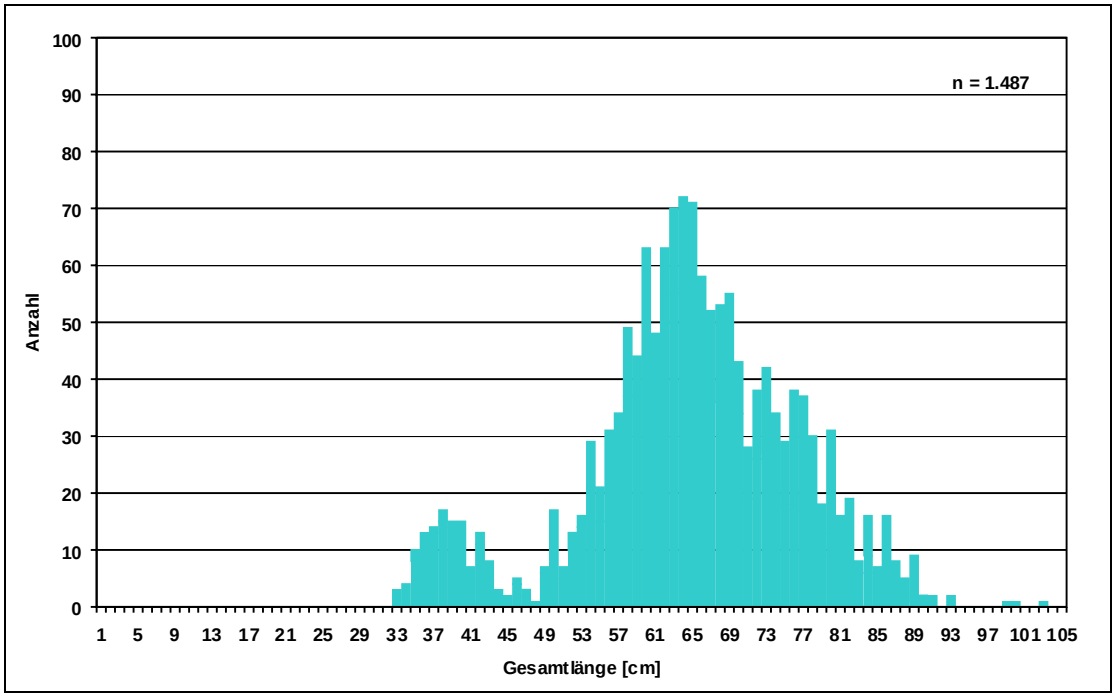


Abb. 6.9: Die Längenfrequenz der Aalfänge mittels Schokker im Unterwasser der Staustufe Landesbergen an der Weser (Niedersachsen) in der Saison 2008/09 erlaubt eine Unterscheidung der bis zu 50 cm langen männlichen und mindestens 50 cm großen weiblichen Blankaale (SCHWEVERS et al. 2010a)

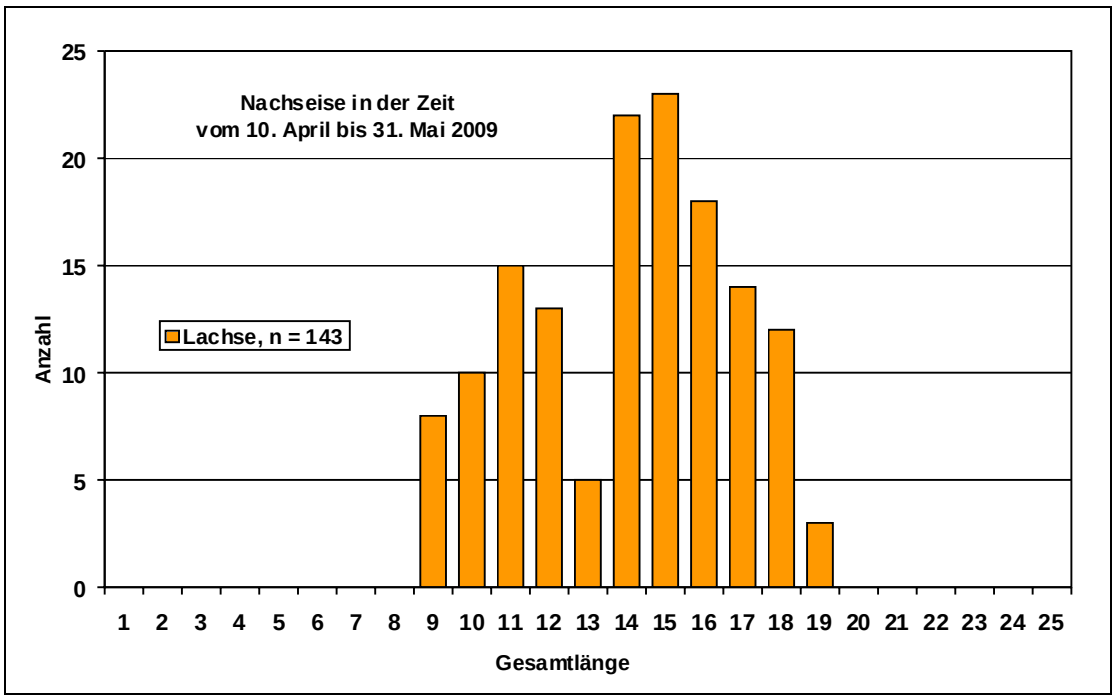


Abb. 6.10: Die Längenfrequenz der 2009 mittels Schokker bei Drakenburg in der Weser (Niedersachsen) registrierten Lachssmolts zeigt eine Aufspaltung in bis zu 13 cm langen ein- und mindestens 13 cm lange zweijährige Smolts (SCHWEVERS et al. 2010b)

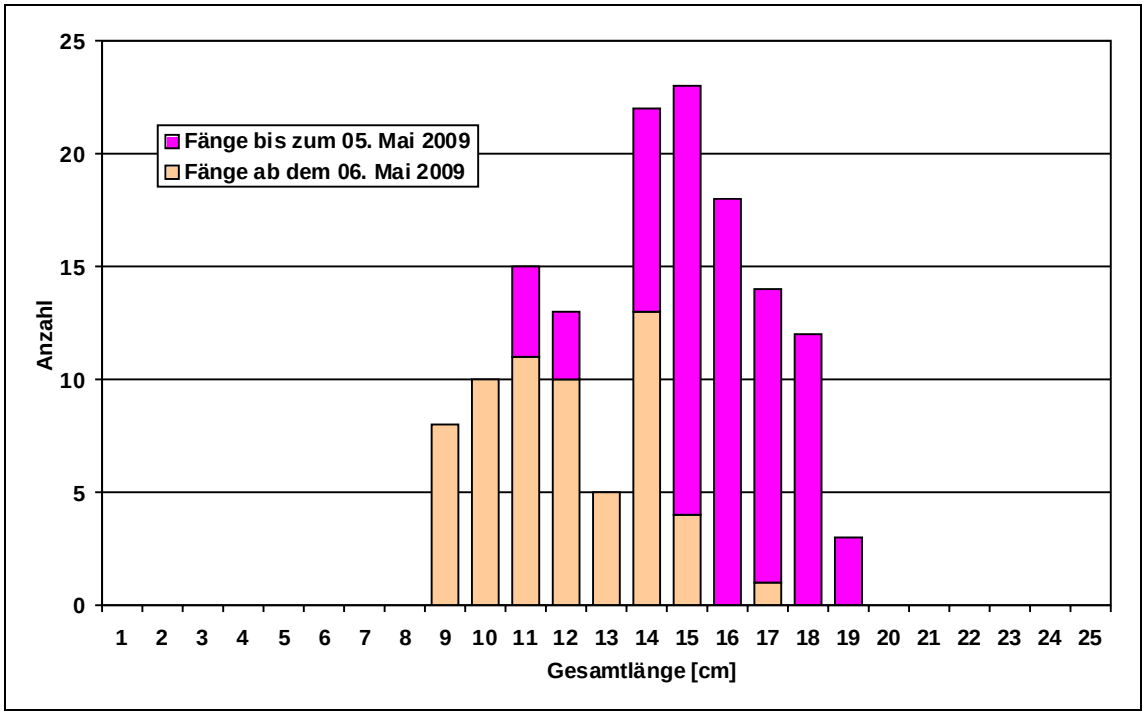


Abb. 6.11: Längenfrequenz aus Abb. 6.10, differenziert nach dem Zeitraum der Abwanderung: Während die zweijährigen Lachse ihre Abwanderung bereits am 05. Mai 2009 fast vollständig abgeschlossen hatten, setzte die Abwanderung der einjährigen im wesentlichen erst nach diesem Datum ein (SCHWEVERS et al. 2010b)

6.3 Quantifizierung der Fischabwanderung

Die Basis für quantitative Auswertungen zur Mortalität und Schädigung, zur Effizienz von Fischschutz- und -abstiegsanlagen etc. bildet die Kenntnis der Gesamtanzahl der im jeweiligen Gewässer abwandernden Fische. Nur so kann von Fangquoten, Relationen etc. auf absolute Zahlen hochgerechnet werden, die wiederum einen direkten Vergleich zwischen verschiedenen Techniken des Fischschutzes und zur Gewährleistung der Fischabwanderung ermöglichen.

Allerdings lässt sich lediglich in sehr kleinen Gewässern die Gesamtabwanderung lückenlos und vollständig erfassen. Voraussetzung hierfür ist eine permanent betriebene und bei allen Abflüssen funktionsfähige Monitoringeinrichtung. Realisiert ist dies beispielsweise am Frémur in der Normandie (Frankreich) sowie der Imsa (Norwegen) in Form der in den Abb. 33 und Abb. 34 dargestellten Tiroler Wehre.

In der Regel kann jedoch nur ein mehr oder weniger großer Teilabfluss des Gewässers kontrolliert werden. Die Quantifizierung der Gesamtabwanderung erfolgt dann

anhand der Markierung von Fischen sowie der Wiederfänge markierter und unmarkierter Exemplare gemäß der Formel:

$$n_{gesamt} = \frac{Fang_{gesamt} \cdot n_{markiert}}{Fang_{markiert}}$$

Voraussetzung für dieses Verfahren ist, dass die markierte Stichprobe repräsentativ für den Gesamtbestand ist. Des weiteren liegt dieser Formel die Annahme zugrunde, dass markierte und nicht markierte Fische räumlich und zeitlich gleich verteilt sind.

Zur Markierung können sämtliche in Kap. 5.5 dargestellten Methoden genutzt werden, mit Ausnahme der HI-Z Turb'n Tags. Es ist jedoch wichtig, dass alle markierten Exemplare beim Wiederfang zuverlässig erkannt werden. Diese Bedingung ist beispielsweise bei Farbmarkierungen wesentlich besser erfüllt als im Falle von Visible-Implant-Tags. Auch mit Transpondern oder Telemetriesendern markierte Fische sind beim Wiederfang nicht nur sicher, sondern auch individuell erkennbar. Für den Wiederfang steht das gesamte Spektrum der in Kap. 5.3 aufgeführten Methoden zur Verfügung.

Angewandt wurde diese Methode beispielsweise in der Saison 2008/09 zur Quantifizierung der Blankaalabwanderung in der Mittelweser (SCHWEVERS et al. 2010a). Hierzu wurden 500 Exemplare mittels Farbinjektion markiert und im Unterwasser der Staustufe Schlüsselburg (Nordrhein-Westfalen) freigelassen. Im Unterwasser der nachfolgenden Staustufe Landesbergen (Niedersachsen) wurden insgesamt 2.378 Blankaale mittels Schokker gefangen, von denen 83 markiert waren. Aus diesen Daten lässt sich nach der o. a. Formel die Gesamtzahl der an diesem Standort in der Weser in der betrachteten Periode abgewanderten Aale abschätzen:

$$Anzahl = \frac{Fang_{gesamt} \cdot Anzahl_{markiert}}{Fang_{markiert}} = \frac{2.378 \cdot 500}{83} = 14.325$$

Auf ähnliche Weise wurde der Umfang der Blankaalabwanderung in den vergangenen Jahren auch in anderen europäischen Flüssen ermittelt. Die Ergebnisse, zur besseren Vergleichbarkeit jeweils bezogen auf 1 m³/s Mittelwasserabfluss sind in Abb. 6.12 dargestellt.

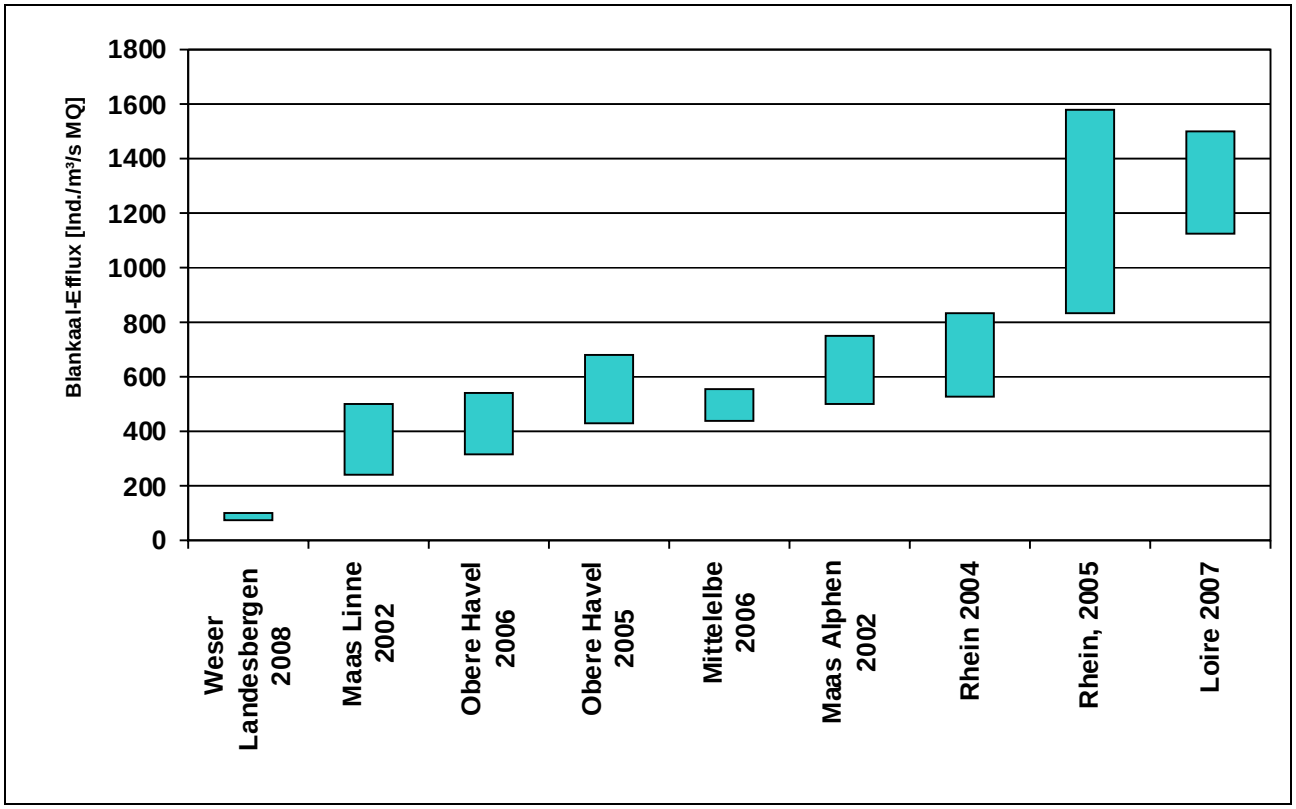


Abb. 6.12: Umfang der jährlichen Blankaalabwanderung in verschiedenen Flüssen, bezogen auf 1 m³/s MQ, Minimal- und Maximalwerte, nach Daten von BRUIJS et al. (2003), KLEIN-BRETELER et al. (2007), SIMON & FLADUNG (2009), SCHWEVERS et al. (2010a) und FEUNTEUN (2007, mündl. Mitt.)

6.3.1 Analyse von Wanderpfaden

Die verschiedenen Wanderpfade an einem Querbauwerk sind mit einem unterschiedlichen Risiko für abwandernde Fische verbunden. Das Ausmaß der Mortalität an einem Standort ergibt sich somit einerseits aus der Mortalität bei der Passage der Turbinen und anderer Abwanderpfade sowie andererseits aus der Verteilung der abwandernden Fische auf diese unterschiedlichen Pfade. Deshalb ist es für die Gesamtabschätzung der Mortalität ebenso wie für die Bewertung der Effizienz von Fischschutz- und -abstiegsanlagen an einem Standort notwendig zu wissen, zu welchen Anteilen sich die abwandernden Fische auf die einzelnen Pfade verteilen.

Die Daten hierzu lassen sich grundsätzlich ermitteln, indem die Abwanderung über sämtliche Wanderpfade durch Fang der in dem jeweiligen Wasservolumen enthaltenen Fische quantifiziert wird. Diese Vorgehensweise wählte beispielsweise

SCHMALZ (2010) bei seiner Untersuchung der Abwanderung von Fischen an der Walkmühle in der Werra bei Meiningen (Thüringen) (Abb. 6.13). Die einzelnen Wanderpfade, ihre Beaufschlagung und die Methode der Beprobung sind in Tab. 6.1 aufgeführt.

Tab. 6.1: Wanderpfade abwandernder Fische an der Walkmühle in der Werra bei Meiningen, ihre Beaufschlagung und die Methode ihrer Beprobung (SCHMALZ 2010)

Abwanderpfad	Beaufschlagung	Methodik
Wasserkraftwerk	maximal 12 m³/s	Vollhamen am Saugschlauch
Fischaufstiegsanlage an der Wasserkraftanlage	0,2 m³/s	hamenartiges Netz
Spülschütz	keine Angabe	nicht beprobt
Bypaß neben dem Rechen	0,18 m³/s	hamenartiges Netz
Ausleitungswehr	im Untersuchungszeitraum nicht beaufschlagt	muldenförmiges Netz
Wasserkraftschnecke am Ausleitungswehr	1,5 bis 2,1 m³/s	hamenartiges Netz
Fischaufstiegsanlage am Ausleitungswehr	0,19 m³/s	hamenartiges Netz

Das Wehr war im Untersuchungszeitraum nicht überströmt, so dass der Wehrüberfall nicht untersucht werden musste. Die einzige Abwandermöglichkeit, die nicht beprobt wurde, war das Spülschütz am Rechen des Wasserkraftwerks. Für die übrigen Wanderpfade wurde die in Tab. 6.2 aufgeführte Aufteilung der abwandernden Fische ermittelt.

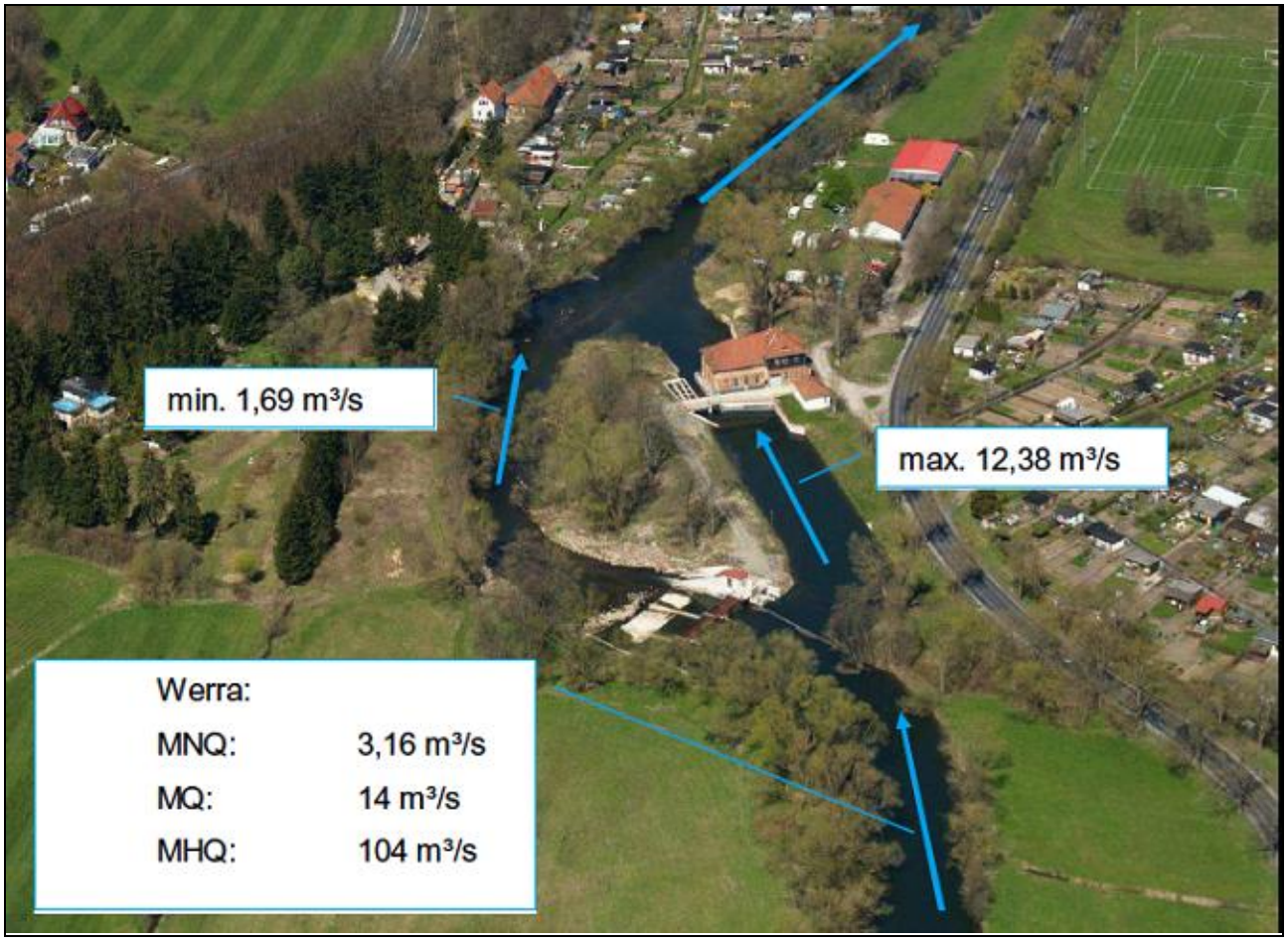


Abb. 6.13: Walkmühle an der Werra bei Meiningen (Thüringen) (SCHMALZ 2010)

Tab. 6.2: Aufteilung abwandernder Fische auf die Wanderpfade an der Walkmühle (SCHMALZ 2010)

Abwanderpfad	Anteil (q) an der Abwanderung (n = 816)
Wasserkraftwerk	23,5 %
FAA am Wasserkraftwerk	17,0 %
Spülschütz	nicht beprobt
Bypaß neben dem Rechen	2,2 %
Ausleitungswehr	0,0 %
Wasserkraftschnecke am Ausleitungswehr	43,4 %
FAA am Ausleitungswehr	13,8 %

Allerdings ist es mit einem enormen Aufwand verbunden, sämtliche Abwanderpfade zeitgleich zu beproben. So gelang es SCHMALZ (2010) im Verlauf von zwei Untersuchungsjahren lediglich in zwei Untersuchungskampagnen von je 5 Tagen Dauer, verwertbare Befunde zu erheben und hierbei insgesamt 816 Fische nachzuweisen. Weitere Probleme ergaben sich dadurch, dass z. T. in beträchtlichem Umfang methodisch bedingte Schädigungen zu verzeichnen waren und, dass kleine Fische durch die Maschen der eingesetzten Netze von unterstrom in die Fanggeräte eindrangen.

Bei höheren Abflüssen bzw. in größeren Gewässern überschreitet eine derartiges Vorgehen schnell die Grenzen des technisch Machbaren oder ist aus Sicherheitsgründen nicht durchführbar. Dies macht den Einsatz von Methoden wie Telemetrie und Transpondertechnik erforderlich, bei denen die Passage von Wanderpfaden dokumentiert wird, ohne dass der jeweilige Fisch hierzu gefangen werden muss. Allerdings muss jeweils eine repräsentative Stichprobe von Fischen markiert und deren Abwanderweg über verschiedene Pfade dokumentiert werden können.

Von BRUIJS et al. (2003) wurde die Aufteilung abwandernder Aale auf verschiedene Wanderpfade an Wasserkraftanlagen in der Maas (Niederlande) mittels des NEDAP-Trial-Systems untersucht. Hierbei wurde jeweils eine Antenne im Einlaufbereich des Wasserkraftwerks installiert, eine zweite im Flussquerschnitt kurz unterhalb der Staustufe (Abb. 6.14).

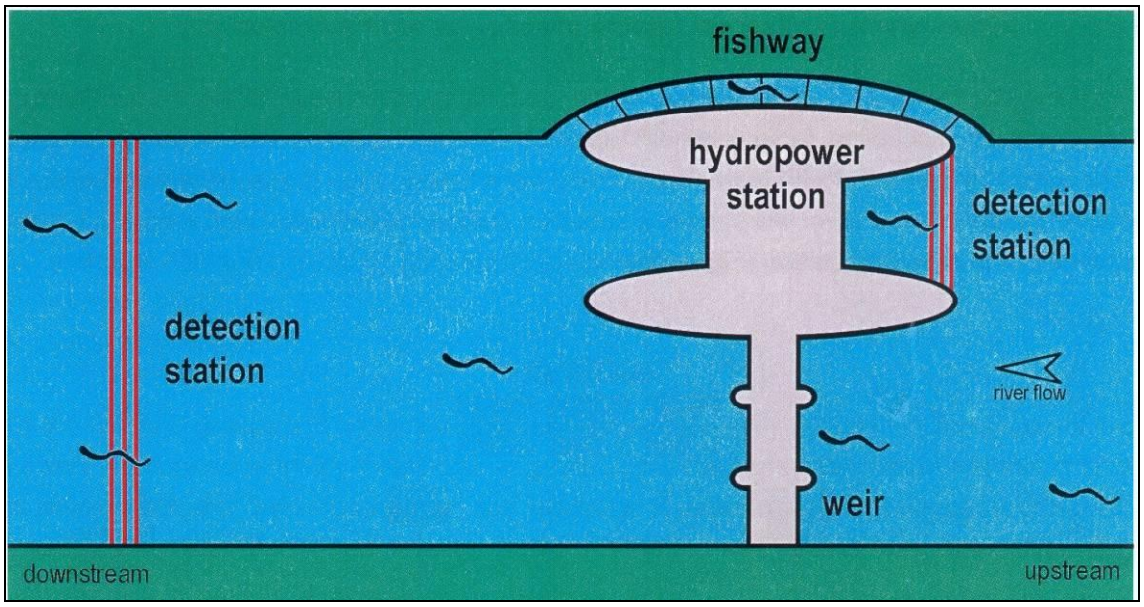


Abb. 6.14: Beispiel für die Antennenanordnung des NEDAP-Trial-Systems an einem Wasserkraftstandort an der Maas (BRUIJS et al. 2003)

Aufgrund der annähernd 100-%iger Detektionssicherheit dieser Technologie war es mit dieser Versuchsanordnung möglich, verschiedene Abwandermöglichkeiten zu identifizieren:

- Wurde ein Aal an der Antenne im Einlaufbereich des Wasserkraftwerks und später an der Antenne im Unterwasser des Wehres registriert, hatte er die Staustufe über das Wasserkraftwerk passiert.
- Aale, die nur an der Antenne im Unterwasser registriert wurden, hatten den Weg über das Wehr oder über die Fischaufstiegsanlage genommen. Zur Differenzierung dieser beiden Abwanderpfade wäre eine weitere Antenne innerhalb der Fischaufstiegsanlage erforderlich gewesen.
- Aale, die nur im Einlaufbereich des Wasserkraftwerks registriert wurden, nicht aber an der Antenne im Unterwasser waren offensichtlich zurück ins Oberwasser geflohen und wurden in der Regel später am selben Standort bei einem abermaligen Abwanderversuch nochmals registriert.

Dieselbe Fragestellung lässt sich auch durch telemetrische Studien beantworten. Auf diese Weise wurden in Frankreich umfangreiche Studien zur Effizienz von Bypässen für abwandernde Lachssmolts durchgeführt (LARINIER & TRAVADE 1999).

Grundsätzlich kann die Aufteilung abwandernder Fische auf unterschiedliche Wanderpfade auch mit Transpondern untersucht werden. Allerdings ist deren Reichweite begrenzt, so dass selbst mit HDX-Transpondern nur kleinere Querschnitte von Bypässen, Leerschüssen, Fischaufstiegsanlagen etc. zu kontrollieren sind. Um auch die Abwanderung über den Wehrüberfall größerer Wehre, die Passage von Schleusenkanälen etc. zu erfassen, bedarf es hingegen einer Ergänzung durch telemetrische Untersuchungen. Ob nur die Telemetrie oder gar beide Methoden in welcher Kombination eingesetzt werden sollten, ergibt sich aus der Fragestellung und den jeweiligen Standortverhältnissen. Beispielhaft wird dies nachfolgend am Wasserkraftstandort Baigts am Gave de Pau (Frankreich) dargestellt, wo seit 2005 alljährlich Untersuchungen zur Aalabwanderung laufen. Zur Analyse der Abwanderpfade sind dort insgesamt 10 fest installierte Telemetrieempfänger sowie 7 Transponderantennen im Einsatz (Abb. 6.15).

Abb. 6.15: Detektionsbereiche von 4 Telemetrieantennen am Wasserkraftstandort Baigts am Gave de Pau (Frankreich); weitere sind z. B. entlang des Rechens installiert; Bypässe und andere kleinere Abwanderpfade sind mit insgesamt 7 Transponderantennen ausgestattet

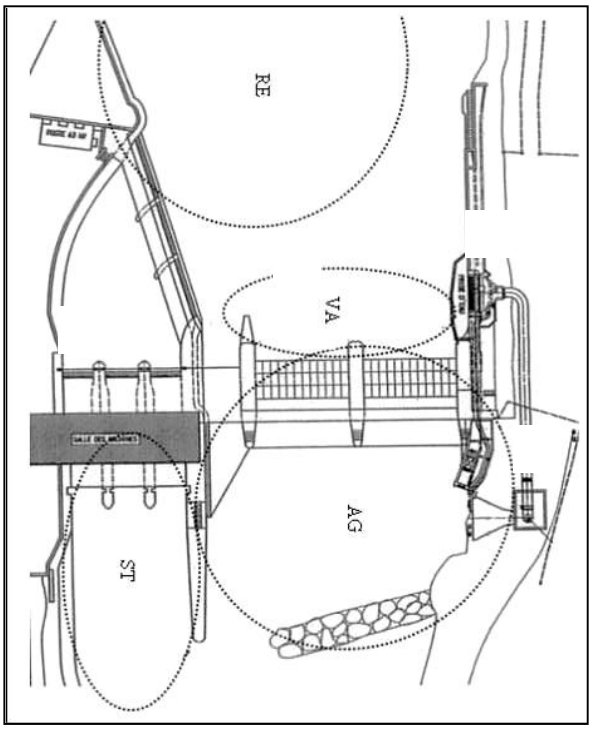


Abb. 6.16 zeigt als eines der Ergebnisse dieser Versuchsanordnung die Quantifizierung der Abwanderung über die verschiedenen Pfade im Jahr 2005:

- Der die Kraftwerksbucht schräg absperrende 25 mm-Rechen entfaltet nur eine geringe Schutzwirkung, so dass 60 % der markierten Aale die Turbine passierten.
- 12,5 % der markierten Aale nahmen bei Hochwasser den Weg über das Wehr.
- 2,5 % der Aale nutzten den permanent durchströmten Leerschuss neben dem Wasserkraftwerk.
- 17,5 % der Aale fanden den seitlich neben dem Wasserkraftwerk installierten Bypass.
- Die am gegenüberliegenden Ufer befindliche Fischaufstiegsanlage wurde von 7,5 % der Aale zur Abwanderung genutzt.

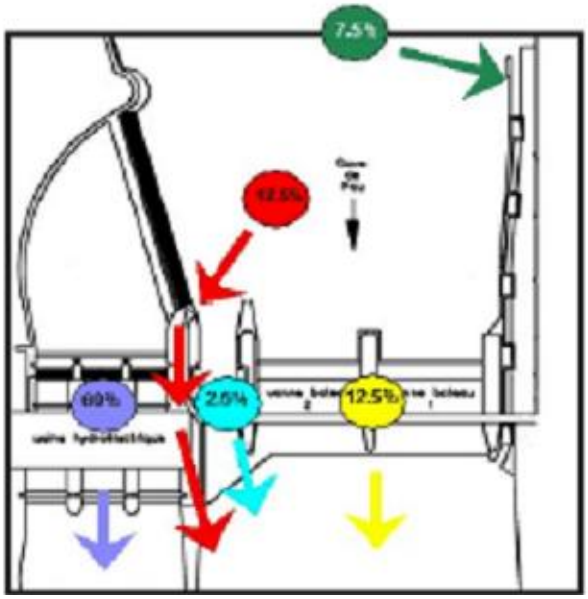


Abb. 6.16:
Verteilung von 39 abwandernden Aalen auf die verschiedenen Abwanderpfade am Wasserkraftwerk Baigts am Gave de Pau (Frankreich) im Jahr 2005 (SUBRA et al. 2007)

Diese Befunde wurden in Frankreich in Hinblick auf den Fischschutz als unbefriedigend eingestuft und mit umfangreichen Umbaumaßnahmen beantwortet. So wurde die Einstiegsöffnung des Bypasses an die Gewässersohle verlegt und die - auch für den Aufstieg - untaugliche Fischaufstiegsanlage stillgelegt. Stattdessen wurde ein Fischaufzug installiert, dessen Entnahmebauwerk für die Bereitstellung des erforderlichen Betriebswassers gleichzeitig als Bypass für die Fischabwanderung dienen sollte. Eine Wiederholung der Untersuchung zu den Abstiegspfaden von Aalen fand 2006 statt. Hierzu wurden besonders große Aale verwandt, um auch den Effekt einer veränderten Relation zwischen Rechenweite und Fischgröße in die Untersuchung einbeziehen zu können. Hierbei ergaben sich folgende Befunde (Abb. 6.17):

- Der Kraftwerkseinlauf mit einem 25 mm-Rechen war für große Aale relativ gut gesichert, so dass von den markierten Exemplaren nur noch 8 % (3 Exemplare von 37) in die Turbinen gerieten.
- Stattdessen nahmen 46 % der Aale bei Hochwasser den Weg über das Wehr und 21,5 % nutzten den permanent durchströmten Leerschuss neben dem Wasserkraftwerk.
- Insgesamt 24 % der Aale fanden einen der beiden speziell angelegten Bypässe; fast alle davon denjenigen auf der Kraftwerksseite.

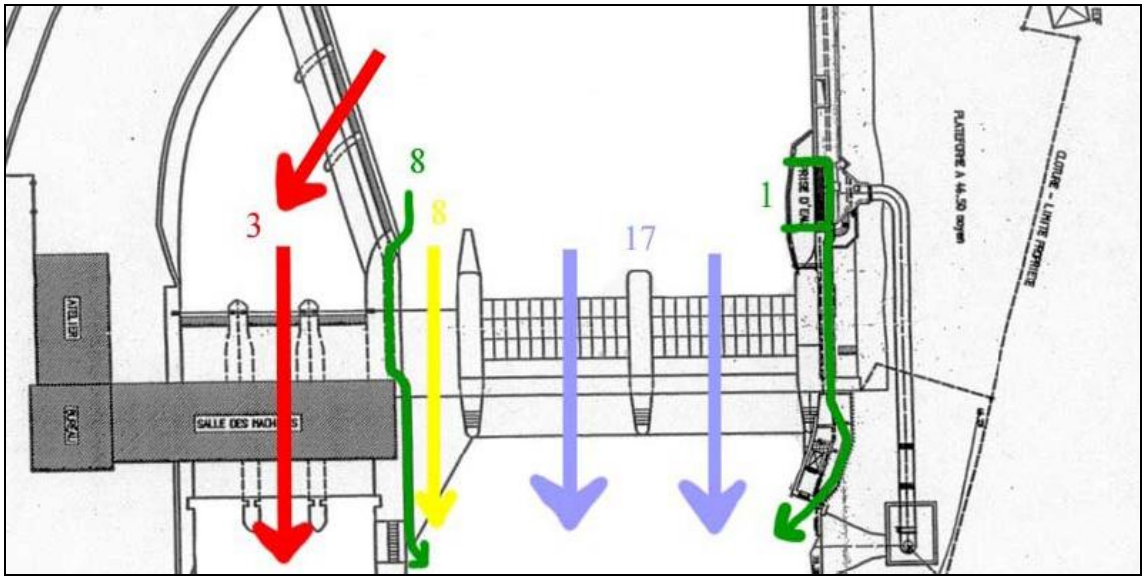


Abb. 6.17: Verteilung von 37 abwandernden Aalen auf die verschiedenen Abwanderpfade am Standort Baigts am Gave de Pau im Jahr 2006 (SUBRA et al. 2008)

Ein vereinfachter Versuchsaufbau ist möglich, wenn mit markierten Fischen gearbeitet wird und sichergestellt ist, dass 100 % der Exemplare innerhalb des Untersuchungszeitraums abwandern. In diesem Falle muss einer der potentiellen Abwanderkorridore nicht kontrolliert werden. Dies ist sinnvoller Weise derjenige, bei dem die Beprobung mit dem höchsten Aufwand verbunden wäre. Ein Beispiel für eine solche Vorgehensweise sind Untersuchungen von LARINIER et al. (1993) zur Effizienz verschiedener Bypassanordnung für abwandernde Lachssmolts am Wasserkraftwerk Soeix am Gave d´Aspe (Frankreich) (Abb. 6.18). Dort wurden markierte Lachssmolts im Oberwasserkanal des Wasserkraftwerks besetzt und die Abwanderung mittels eines Tiroler Wehres im Bypass untersucht. Aufgrund der Länge des Oberwasserkanals von mehreren Kilometern und den dort herrschenden, hohen Fließgeschwindigkeit wurde die Möglichkeit ausgeschlossen, dass Lachssmolts bis zum Ausleitungswehr zurück schwimmen und dort abwandern. Insofern konnte davon ausgegangen werden, dass sämtliche nicht im Bypaß registrierten Smolts den Weg über das Wasserkraftwerk genommen hatten.

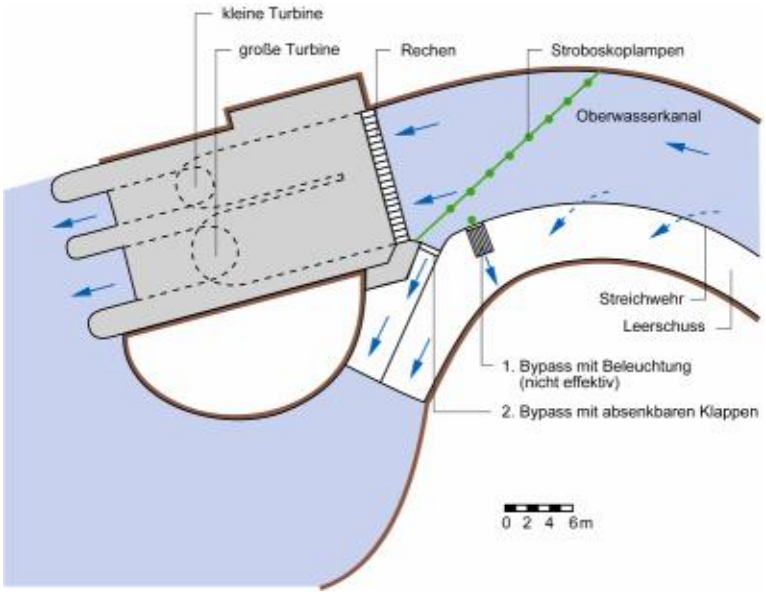


Abb. 6.18:
Lageskizze des Wasserkraftwerks Soeix am Gave d´Aspe (Frankreich) mit ehemaligem Bypass und dem zu einem Bypass umfunktionierten Leerschuss (DWA 2005)

Der ursprüngliche Bypass befand sich etwa 6 m stromaufwärts des Rechens am linken Ufer. Bei Kontrolluntersuchungen mit über 1.000 markierten Smolts wurden lediglich 22 % der Tiere im Bypass nachgewiesen, die übrigen hatten somit den 35 mm-Rechen des Wasserkraftwerks passiert. Weder verschiedene Lichtquellen noch eine höhere Dotation konnten die Effektivität des Bypasses steigern. Radiotelemetrische Untersuchungen sowie Verhaltensbeobachtungen ergaben allerdings, dass die Lachssmolts im Bereich eines nur ca. 1,5 m stromaufwärts des Rechens liegenden Leerschusses nach Abwandermöglichkeiten suchten. Deshalb wurde dieser Leerschuss (Abb. 6.19) mit einer absenkbaren Klappe ausgestattet und mit einer Beaufschlagung von 0,5 bis 1,9 m³/s als Bypass betrieben. Kontrolluntersuchungen ergaben für diese Anordnung eine wesentlich höhere Effizienz von 50 bis 80 %.

Tendenziell ist bei einer solchen vereinfachten Vorgehensweise mit einer Überschätzung der Abwanderung über den nicht beprobten Wanderpfad zu rechnen, denn ihm werden fälschlicherweise auch alle diejenigen Fische zugerechnet, die gar nicht abgewandert sind, also beispielsweise die Opfer der Prädation durch Raubfische oder fischfressende Vögel. Auch muss sichergestellt sein, dass tatsächlich nur ein einziger Wanderpfad existiert, der nicht beprobt wird. Nicht geeignet ist diese Methode für die Untersuchung der Blankaalabwanderung, da ein beträchtlicher Teil der mutmaßlich abwanderbereiten Exemplare im Süßwasser verbleibt und erst in der darauf folgenden Saison abwandert. Auch für Untersuchungen an potamodromen Arten scheidet dieses methodische Vorgehen aus.

Abb. 6.19: Der Leerschuss des Wasserkraftwerkes Soeix am Gave d´Aspe (Frankreich) unmittelbar oberhalb des Einlaufrechens wurde erfolgreich zu einem Bypass für Lachssmolts umfunktioniert (Ansicht bei abgelassenem Oberwassergraben)

6.4 Quantifizierung von Mortalität und Schädigungen

Zur exakten Quantifizierung der Mortalität bzw. Schädigung über einen bestimmten Pfad abwandernder Fische ist es in der Regel unerlässlich eine Methode einzusetzen, mit der tatsächlich sämtliche Exemplare, die diesen Pfad passiert haben - und nur diese - zuverlässig erfasst werden. Dies bedeute. das das eingesetzte Fanggerät den Querschnitt des jeweiligen Pfades vollständig abdecken muss, so dass

- der gesamte Abfluss mit allen darin enthaltenen Fischen beprobt wird und
- Fische nicht in der Lage sind, aus dem Unterwasser in das Fanggerät einzudringen.

Die lichte Maschenweite bzw. der lichte Stababstand des Fanggerätes muss so gewählt sein, dass

- die Zielart bzw. ihr Abwanderstadium nicht in der Lage ist, dem Fanggerät zu entkommen und

- Fische aus dem Unterwasser nicht durch die Maschen in das Fanggerät hinein schlüpfen können.

Je größer der zu beprobende Abfluss, umso schwieriger ist es diese Anforderungen vollumfänglich zu erfüllen. Dies gilt insbesondere für die Turbinenpassage von Wasserkraftwerken an größeren Flüssen. Die einzige Methode, die hier mit hinreichender Zuverlässigkeit eingesetzt werden kann, sind HI-Z Turb'n Tags. Werden hingegen aus methodischen Gründen bzw. unter Sicherheitsaspekten Teilhamen, Schokker oder andere Fanggeräte eingesetzt, die die o. a. Anforderungen nicht erfüllen, hat dies entsprechende Einschränkungen der Datenqualität zur Folge, die bei darauf aufbauenden Auswertungen entsprechend zu berücksichtigen sind.

6.4.1 Absolute Mortalität und Schädigung der Fische einer Probe

Die Mortalität (M) einer Probe ist die Summe der in ihr enthaltenen toten und letal verletzten Fische. Weil es häufig nicht leicht ist, zwischen letalen und subletalen Verletzungen zu unterscheiden und auch äußerlich unverletzt erscheinende Exemplare schwere innere Verletzungen aufweisen können empfiehlt es sich, alle lebenden Fische zu hältern (Abb. 55) und auf diese Weise die sogenannte verzögerte Mortalität zu ermitteln. Üblicherweise erfolgt dies über 24, 48 oder 96 Stunden. Während bei Salmoniden in der Regel alle letal verletzten Exemplare binnen 24 Stunden verenden, kann dies bei Aalen wesentlich länger dauern. Sie sollten deshalb über mindestens 96 Stunden gehältert werden.

Verenden Fische während der Hälterung, ist dies auf letale Verletzungen zurückzuführen, die nicht sofort zum Tode geführt hatten. Aus der Summe der sofort und der verzögert verendeten Fische ergibt sich dann die Gesamtmortalität:

$$M_{Probe\text{-}gesamt} = M_{Probe\text{-}sofort} + M_{Probe\text{-}verzögert}$$

Hierbei empfiehlt es sich, parallel eine gleich große Vergleichsprobe von Fischen derselben Art und Größe aus demselben Gewässer zu hältern, die keinen Kontakt mit der jeweiligen wasserbaulichen Anlage hatten. Treten bei diesen Fischen hälterungsbedingte Verluste auf, können diese bei der Ermittlung der Mortalität in Abzug gebracht werden:

$$M_{Probe\text{-}verzögert} = M_{Probe} - M_{Vergleichsprobe}$$

Wenn eine Hälterung zur Ermittlung der verzögerten Mortalität nicht möglich ist, muss bei der Auswertung zwischen letalen und subletalen Schädigungen (S) unterschieden werden. Die Gesamtmortalität ergibt sich dann nach der Formel:

$$M_{Probe\text{-}gesamt} = M_{Probe\text{-}sofort} + S_{Probe\text{-}letal}$$

Allerdings ist diese Methode mit beträchtlichen Unsicherheiten verbunden, denn das Ergebnis ist in starkem Maße von der subjektiven Einschätzung des Bearbeiters abhängig. In besonderem Maße gilt dies für „zählebige“, d. h. langsam sterbende Arten wie Aale und Flussneuaugen, bei denen grundsätzlich die verzögerte Mortalität ermittelt werden sollte.

Nicht alle Fische, die eine Turbinenpassage oder den Kontakt mit einem Wasserentnahmebauwerk überlebt haben, sind unverletzt. Vielmehr treten innerlich verletzte Fische erfahrungsgemäß in ähnlichem Umfang auf, wie getötete. Auch wenn diese Verletzungen nicht zwingend zum Tode führen, ist der betroffene Fisch beeinträchtigt, da seine Energiereserven beansprucht werden, er eine leichtere Beute für Prädatoren darstellt, einem erhöhten Infektionsrisiko ausgesetzt ist etc. Deshalb dürfen subletale Verletzungen nicht außer Acht gelassen, sondern neben der Mortalität (M) auch die Schädigung (S) von Fischen ermittelt werden:

$$S_{Probe\text{-}gesamt} = M_{Probe\text{-}gesamt} + S_{Probe\text{-}subletal}$$

6.4.2 Mortalitäts- und Schädigungsrate einer Probe

Der Aufwand für den Fang abwandernder Fische ist so hoch, dass solche Untersuchungen in aller Regel nur episodisch durchgeführt werden können. Entsprechend deckt die genommene Probe nur einen mehr oder geringen Teil der Abwandersaison ab und die absolute Anzahl getöteter bzw. verletzter Fische, die im Rahmen einer Untersuchung registriert wurden, ist wenig aussagekräftig.

Um einen Eindruck von dem anlagenspezifischen Schädigungsrisiko zu erhalten werden deshalb anhand der Anteile getöteter, verletzter und unverletzter Fische in der Probe die Mortalitätsrate (m) bzw. die Schädigungsrate (s) ermittelt:

$$m_{Probe} = \frac{M_{Probe}}{Fang_{gesamt}}$$

bzw.

$$S_{Probe} = \frac{S_{Probe}}{Fang_{gesamt}}$$

mit:

	m_{Probe}	Mortalitätsrate der Probe [%]
	M_{Probe}	absolute Mortalität der Probe = Anzahl getöteter Fische
	$Fang_{gesamt}$	Gesamtzahl registrierter Fische
	S_{Probe}	Mortalitätsrate der Probe [%]
	S_{Probe}	absolute Schädigung der Probe = Anzahl verletzter Fische

Damit die ermittelte Mortalitäts- bzw. Schädigungsrate auf die Gesamtheit der den jeweiligen Abwanderpfad nutzenden Fische bezogen werden kann, muss sie sowohl biologisch als auch technisch repräsentativ sein. Dies bedeutet, dass die erfassten Fische in ihrer Zusammensetzung dem Gesamtbestand der Abwanderer entsprechen müssen. Außerdem müssen die Betriebszustände der Anlage im Beprobungszeitraum den typischen bzw. durchschnittlichen Verhältnissen entsprechen.

Zudem ist es sinnvoll, Mortalitäts- und Schädigungsraten separat für bestimmte Fischarten zu ermitteln und ggf. weiter bezüglich Stadien oder Größen zu differenzieren. Hierdurch kann, wie beispielsweise in Abb. 6.20 dargestellt, eine eventuelle Abhängigkeit der Schädigungs- bzw. Mortalitätsrate von der Körpergröße der Fische erkannt werden.

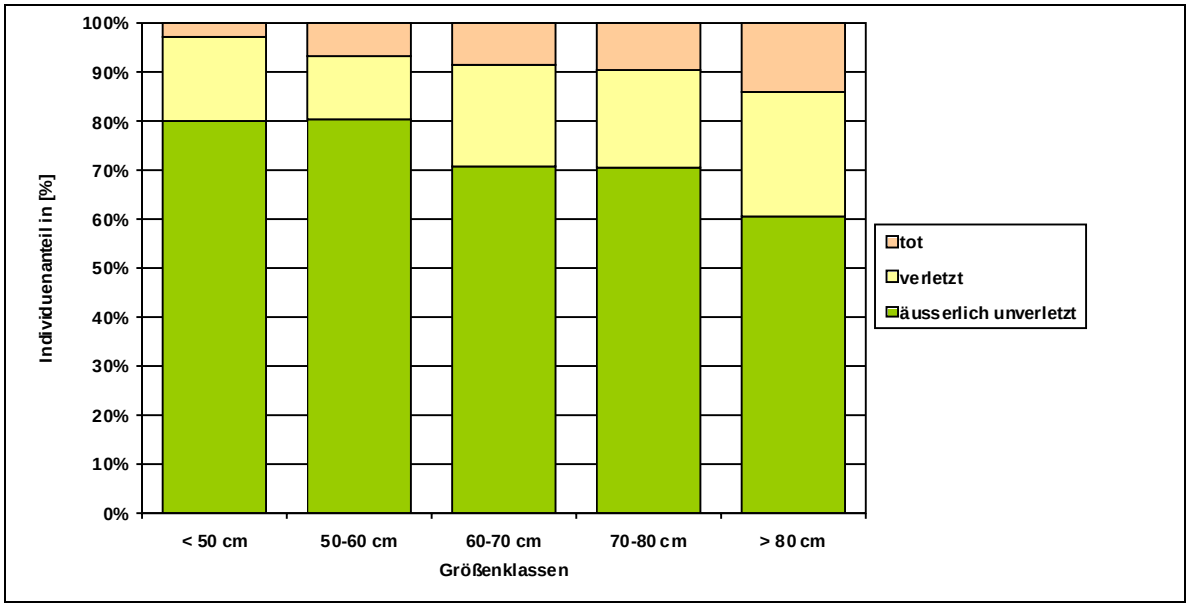


Abb. 6.20: Größenabhängige Schädigungsrate der Schokkerfänge von Aalen im Unterwasser der Staustufe Drakenburg an der Weser (SCHWEVERS et al. 2010a)

Auch die Betriebsweise der beproben wasserbaulichen Anlage kann die Mortalitäts- und Schädigungsrate in erheblichem Umfang beeinflussen. So ist die Schädigungsrate von Fischen bei der Passage der von Kaplanturbinen umso höher, je geringer der Durchfluss und damit der Öffnungswinkel der Laufradschaufeln ist. Dies demonstrieren beispielhaft die BRUIJS et al. (2003) zusammengestellten Befunde zur Schädigung abwandernder Blankaale am Wasserkraftwerk Linne an der Maas (Abb. 6.21).

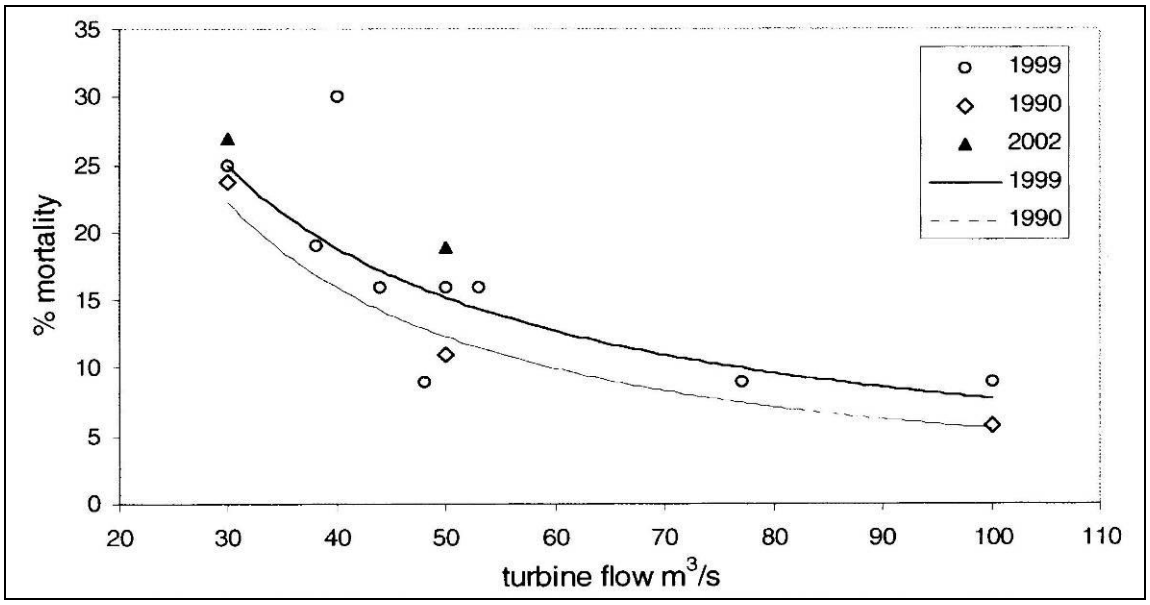


Abb. 6.21: Mortalitätsrate von Blankaalen am Wasserkraftwerk Linne an der Maas (Niederlande) in Abhängigkeit vom Turbinendurchfluss (BRUIJS et al. 2003)

6.4.3 Absolute Mortalität und Schädigung

Aufgrund des erheblichen Aufwandes und der hohen technischen Anforderungen an die Probenahme sind permanente Untersuchungen des Fischabstiegs über gefährliche wasserbauliche Anlagen kaum möglich. Es besteht somit keine Möglichkeit, die absolute Mortalität bzw. Schädigung abwandernder Fische direkt zu erfassten. Vielmehr kann immer nur von Einzelproben auf die Gesamtheit hochgerechnet werden.

Hierzu muss im Falle von Wasserkraftwerken zunächst gemäß Kap. 6.4.2 die Mortalitäts- bzw. Schädigungsrate (m_{WKW}, s_{WKW}) bei der Passage der Anlage ermittelt wer-

den. Die Anzahl der diesen Abwanderpfad nutzenden Fische (n_{WKW}) lässt sich anhand der Gesamtabwanderung (n_{gesamt}, s. Kap 6.3 und dem Anteil der über das Wasserkraftwerk abwandernden Fische (q_{WKW}, s. Kap. 3.4) ermitteln:

$$n_{WKA} = n_{gesamt} \cdot q_{WKA}$$

Für die Gesamtmortalität (M_{WKW}) des Wasserkraftwerks ergibt sich somit:

$$M_{WKW} = n_{gesamt} \cdot q_{WKW} \cdot m_{WKW}$$

und für die Gesamtschädigung (S_{WKW}):

$$S_{WKW} = n_{gesamt} \cdot q_{WKW} \cdot s_{WKW}$$

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass n_{gesamt} sowohl im Tages- als auch im Jahresverlauf beträchtlichen Schwankungen unterliegt (Abb. 6.3 und Abb. 6.5). Zudem ändert sich mit dem Gesamtabfluss des Gewässers die Aufteilung des Abflusses über die verschiedenen Betriebseinrichtungen und damit auch der Anzahl von Fischen in den einzelnen Abwanderpfaden. Und schließlich ist die Mortalitäts- und Schädigungsrate wiederum abhängig vom Turbinendurchfluss. Insofern liefert eine Hochrechnung auf die Gesamtmortalität bzw. Gesamtschädigung nur dann realistische Zahlen, wenn eine ausreichende Anzahl von Probenahmen ausgewertet werden kann, die sowohl bezüglich des Abwandergeschehens als auch bezüglich Abfluss und Turbinendurchfluss repräsentativ für den betrachteten Gesamtzeitraum sind.

Im Falle von Wasserentnahmen ist die Berechnung in der Regel insofern einfacher, da sämtliche Individuen die in das Entnahmebauwerk hinein geraten, getötet werden. Sofern also keine Fischschutz- und Fischrückführungsanlagen etc. im Einsatz sind kann die Mortalitätsrate $m_{Wasserentnahme}$ an Wasserentnahmebauwerken pauschal mit 100 % angesetzt werden. An dieser Stelle darf darauf hingewiesen werden, dass bislang in Deutschland weder eine grobe Abschätzung, geschweige denn ein Kataster über die Anzahl und das Volumen ausgeleiteten Wassers durch Wasserentnahmebauwerke existiert.

6.4.4
Standortbezogene Mortalität

An einem Wasserkraftstandort stehen grundsätzlich mehrere Abwanderpfade zur Verfügung. Der Pfad mit der höchsten Mortalität ist in der Regel die Turbinenpassage. Daneben existieren jedoch andere Pfade wie der Wehrüberfall, der Schleusenkanal, Fischaufstiegsanlagen sowie ggf. speziell zum Zweck des Fischabstiegs installierte Bypässe, bei deren Passage meist niedrigere Mortalitätsraten zu erwarten sind. Entsprechend ist die standortbezogene Gesamtmortalitätsrate ($m_{Standort}$) geringer als diejenige bei der Passage der Turbinen ($m_{Turbine}$).

Sofern ein Wasserkraftwerk über mehrere Turbinen verfügt, weisen auch diese in Abhängigkeit von der Bauweise und/oder Beaufschlagung ggf. eine unterschiedliche Mortalitätsrate auf. Sie müssen deshalb separat in der Bilanzierung der standortbezogenen Mortalität berücksichtigt werden, zumal beispielsweise Untersuchungen am Standort Dettelbach/Main zeigten, dass sich abwandernde Fische sehr ungleichmäßig über die Turbinen eines Kraftwerks verteilen können (HOLZNER 1999).

Um die standortbezogene Mortalitätsrate zu quantifizieren, muss für jeden potentiellen Abwanderpfad nicht nur die Mortalitätsrate, sondern auch der Anteil der Fische bekannt sein, die den jeweiligen Pfad nutzen. Die standortbezogene Mortalitäts- ($m_{Standort}$) bzw. Schädigungsrate ($s_{Standort}$) ergibt sich dann gemäß der Formel

$$m_{Standort} = m_{Pfad\text{-}1} \cdot q_{Pfad\text{-}1} + m_{Pfad\text{-}2} \cdot q_{Pfad\text{-}2} + \ldots m_{Pfad\text{-}i} \cdot q_{Pfad\text{-}i}$$

bzw.

$$s_{Standort} = s_{Pfad\text{-}1} \cdot q_{Pfad\text{-}1} + s_{Pfad\text{-}2} \cdot q_{Pfad\text{-}2} + \ldots s_{Pfad\text{-}i} \cdot q_{Pfad\text{-}i}$$

mit:

$m_{Standort}$ = Gesamtmortalitätsrate des Standortes [%]

m_{Pfad} = Mortalitätsrate des jeweiligen Abwanderpfades [%]

$s_{Standort}$ = Gesamtschädigungsrate des Standortes [%]

s_{Pfad} = Schädigungsrate des jeweiligen Abwanderpfades [%]

q_{Pfad} = Anteil der Fische, die über diesen Pfad abwandern [%]

Wendet man diese Formel auf die in Tab. 6.3 aufgeführten Befunde der Abstiegsuntersuchung von SCHMALZ (2010) an der Walkmühle in de Werra bei Meiningen (Thüringen) an, ergibt sich folgendes Bild:

- Die Aufteilung der Abwanderung über insgesamt 6 Pfade ist bekannt. Einer dieser Pfade, das Wehr, war im Untersuchungszeitraum nicht beaufschlagt und muss deshalb bei der Ermittlung der Gesamtschädigungsrate nicht berücksichtigt werden.
- Die Schädigungsrate wurde für zwei dieser Pfade ermittelt: das mit einer Francisturbine ausgestattete Wasserkraftwerk sowie die Wasserkraftschnecke am Ausleitungswehr. Für die Turbine wird eine Spanne von 25 bis 30 % angegeben, für die Wasserkraftschnecke in Abhängigkeit von deren Wartung und den Beprobungsbedingungen sogar 4 Werte zwischen 25 und 83 %.

Zur Schädigungsrate bei der Passage der übrigen Abwanderpfade liegen keine Angaben vor. Auch wenn hierbei ein gewisses Verletzungsrisiko nicht auszuschließen ist, wird für diese Pfade nachfolgend eine Schädigungsrate von 0 % angenommen.

Tab. 6.3: Aufteilung abwandernder Fische auf die Wanderpfade an der Walkmühle in der Werra bei Meiningen (Thüringen) und Anteil verletzter Fische (SCHMALZ 2010)

Abwanderpfad	Anteil [%] an der Abwanderung	Schädigungsrate (s)	
Wasserkraftwerk	q_{WKW} = 23,5 %	s_{WKW} = 25 - 30 %	
FAA am WKW	$q_{FAA\text{-}WKW}$ 17,0 %	k. A.	
Spülschütz	nicht beprobt	k. A.	
Bypaß	$q_{Bypaß}$ = 2,2 %	k. A.	
Ausleitungswehr	q_{Wehr} = 0,0 %	s_{Wehr} = 0,0 %	
Wasserkraftschnecke am Ausleitungswehr	$q_{Schnecke}$ = 43,4 %	incl. methodisch bedingter Verletzungen	$s_{Schnecke}$ = 83 %
		bei mangelnder Wartung	$s_{Schnecke}$ = 53 %
		bei regulärem Betrieb	$s_{Schnecke}$ = 32 %
		bei verkürzter Expositionszeit	$s_{Schnecke}$ = 25 %
FAA am Ausleitungswehr	$q_{FAA\text{-}Wehr}$ = 13,8 %	k. A.	

Entsprechend errechnet sich die standortbezogene Schädigungsrate für die Walkmühle nach folgender Formel:

$$m_{Walkmühle} = m_{WKA} \cdot q_{WKA} + m_{Schnecke} \cdot q_{Schnecke}$$

Legt man für beide Pfade jeweils die niedrigste von SCHMALZ (2010) angegebene Schädigungsrate zugrunde, ergibt sich hieraus:

$$m_{Walkmühle} = 23{,}5\ \% \cdot 25\ \% + 43{,}4\ \% \cdot 25\ \% = 5{,}9\ \% + 10{,}9\ \% \approx 17\ \%$$

Ob die Schädigungsrate bei der Turbinenpassage nun tatsächlich 25 oder 30 % beträgt, fällt hierbei kaum ins Gewicht: Legt man der Rechnung den höheren Wert von 30 % zugrunde, erhöhte sich die Gesamtschädigungsrate lediglich von 17 auf 18 %. Wesentlich stärker hingegen wirkt sich der Wartungszustand der Wasserkraftschnecke aus: Für den schlecht gewarteten Zustand ermittelte SCHMALZ (2010) eine Schädigungsrate von 53 %. Die Gesamtschädigungsrate erhöht sich hierbei gegenüber der Situation bei gewarteter Wasserkraftschnecke beträchtlich, und zwar von 17 % auf 29 %. Tatsächlich dürfte die Gesamtschädigungsrate jedoch geringer sein, denn einer der Abwanderkorridore, das Spülschütz am Rechen des Wasserkraftwerks wurde leider nicht beprobt. Es ist jedoch davon auszustehen, dass auch über diesen Pfad ein gewisser Anteil der Fische abwandert, so dass sich die relativen Anteile des Wasserkraftwerks q_{WKA} und der Wasserkraftschnecke $q_{Schnecke}$ reduzieren und damit deren Beitrag zur Schädigung der Gesamtzahl abwandernder Fische.

Wurde die Gesamtzahl der abwandernden Fische gemäß Kap. 6.2 ermittelt, lässt sich aus der standortbezogenen Mortalitäts- bzw. Schädigungsrate auch deren absolute Höhe berechnen:

$$M_{Standort} = m_{Standort} \cdot n_{Standort}$$

bzw.

$$S_{Standort} = s_{Standort} \cdot n_{Standort}$$

Der Wert $n_{Standort}$ wurde von SCHMALZ (2010) leider nicht ermittelt, so dass das Gesamtausmaß der Schädigung am Standort Walkmühle nicht beziffert werden kann.

6.4.5
Gesamtmortalität im Verlauf des Wanderweges

Eine entscheidende Frage für die Populationsentwicklung diadromer Arten ist letztlich, wie groß die Chance ihrer Abwanderstadien ist, unbeschadet von den Aufwuchsbiotopen bis ins Meer abzuwandern. Eine Quantifizierung ist grundsätzlich möglich, indem Fische über den gesamten Abwanderweg verfolgt werden.

Während FDX- und HDX-Transponder hierfür aufgrund ihrer zu geringen Reichweite ausscheiden, stellt das NEDAP-Trial-System eine geeignete Methode dar. Dies erfordert allerdings neben der Markierung von Fischen mittels spezieller Transponder auch die kostenintensive Installation von Antennensystemen im Gesamtverlauf des Gewässers. Eine solche Quantifizierung der Gesamtmortalität von Blankaalen über den gesamten Abwanderweg wurde von BRUIJS et al. (2003) an der niederländischen Maas durchgeführt (Abb. 6.22). Hierbei ergaben sich folgende Befunde:

- Von den 150 bei Ohé en Laak besetzten Blankaalen passierten lediglich 125 die erste Antenne bei Stevensweert.
- Vor allem in den ersten Gewässerabschnitten zwischen Ohé en Laak und Afferden verlor sich die Spur zahlreicher Aale (25, 31 und 22 Exemplare). Mindestens 6 dieser Aale wurden von Berufsfischern gefangen.
- Den Standort Linne passierten 18 Aale über das Wehr und 86 (= 83 %) durch die Turbinen des Wasserkraftwerks. 3 unverletzte Aale wurden unmittelbar im Unterwasser mittels Schokker gefangen, 7 Exemplare wurden mutmaßlich bei der Turbinenpassage getötet, denn sie wurden an keiner der nachfolgenden Antennen mehr registriert. Hieraus ergibt sich für das Wasserkraftwerk Linne eine turbinenbedingte Mortalitätsrate von 8,1 %, eine standortbezogene Mortalitätsrate von 6,7 %.
- In den folgenden zwei Gewässerabschnitten bis Balgoij gingen nur 3 markierte Aale verloren. Dies lässt sich damit erklären, dass sich dort kein Wasserkraftwerk befindet und kaum eine fischereiliche Nutzung stattfindet.
- Die Staustufe Alphen wurde von 62 Aalen passiert. 36 (= 58 %) hiervon wanderten über die Turbinen des Wasserkraftwerks ab. Dies war für 2 Exemplare offensichtlich tödlich. Dies entspricht einer turbinenbedingten Mortalitätsrate von 5,6 % und einer standortbezogenen Mortalitätsrate von 3,2 %.
- Im Unterlauf der Maas zwischen Balgoij und den beiden Mündungsarmen endete die Abwanderung von insgesamt 37 Aalen. 10 der Transponder wurden von Berufsfischern in gefangenen Aalen gefunden.

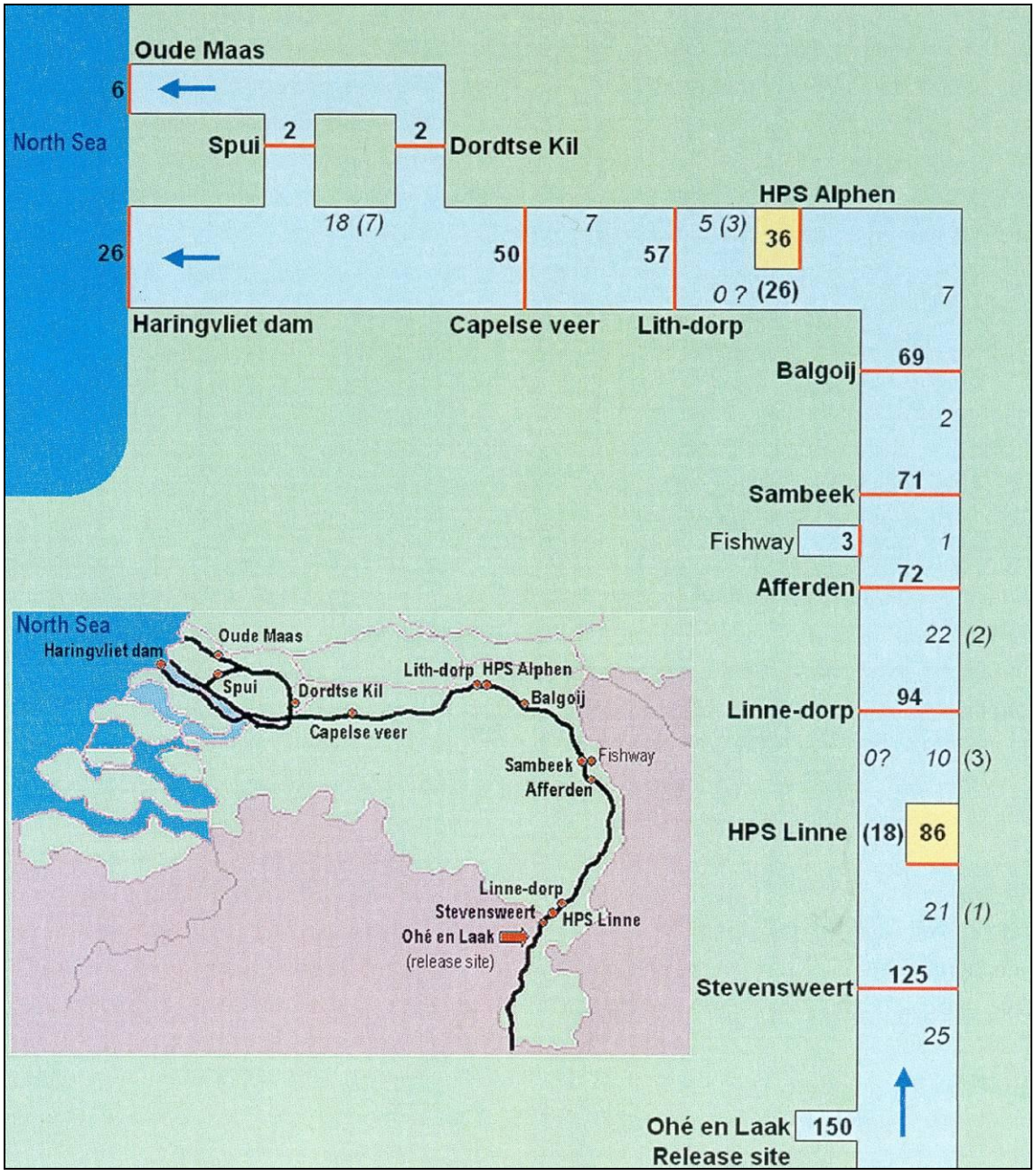


Abb. 6.22: Bilanzierung der Abwanderung von Blankaalen im Verlauf der Maas (Niederlande) im Jahr 2002, ermittelt anhand der Detektion von 150 mit NEDAP-Transpondern markierten Exemplaren (BRUIJS et al. 2003, Erläuterungen im Text)

Insgesamt konnte mittels dieses methodisch und technisch aufwendigen Projekts für ein Gewässer mit einem Abfluss am Standort Alphen von MQ = 300 m^3/s nachgewiesen werden, dass 32 der 150 markierten abwandernden Aale nachweislich die Nordsee erreicht haben. 9 der markierten Aale sind offensichtlich bei der Passage der beiden Wasserkraftwerke zu Tode gekommen, während weitere 9 Aale nachweislich von Berufsfischern gefangen wurden. Hierbei gilt es zu berücksichtigen, dass die Maas einer sehr intensiven berufsfischereilichen Nutzung unterliegt, während eine Wasserkraftnutzung nur mit zwei Werken im knapp 300 km langen niederländischen Verlauf des Gewässers stattfindet. Entsprechend ist auch von einer beträchtlichen Dunkelziffer nicht gemeldeter Fänge transpondierter Aale auszugehen, so dass im Falle der Maas das Risiko für abwandernde Blankaale gefangen zu werden zweifellos größer ist, als ihr Mortalitätsrisiko infolge Wasserkraftnutzung.

Lässt sich die Mortalität im Verlauf des gesamten Abwanderweges aufgrund methodischer oder finanzieller Beschränkungen nicht auf der Basis der Verfolgung individueller Wanderwege untersuchen, kann sie durch Summierung der Mortalität an den Einzelstandorten gemäß Kap. 5.5.4 ermittelt werden.

6.5 Effizienz von Fischabstieganlagen

Die Effizienz von Fischabstiegsanlagen bemisst sich daran, welcher Anteil der abwandernden Fische den alternativen und sicheren Wanderpfad nutzt, anstelle den gefährlicheren Weg über die Turbinen des Wasserkraftwerks zu nehmen. Die Effizienz (E) wird als Prozentsatz angegeben und errechnet sich:

$$E_{Fischabstiegsanlage} = \frac{n_{Fischabstiegsanlage}}{n_{Fischabstiegsanlage} + n_{Turbine}} \cdot 100$$

Als Datenbasis wird hierbei gemäß Kap. 6.3.1 die Anzahl der über beide Pfade abwandernden Fische ermittelt. Dies kann entweder anhand sämtlicher abwandernder Fische erfolgen oder aber anhand einer markierten Stichprobe.

Wird darüber hinaus die Abwanderung über weitere am Standort vorhandenen Pfade in die Betrachtung einbezogen, kann auch der Prozentsatz der insgesamt am Standort abwandernden Exemplare ermittelt werden, die die Fischabstiegsanlage nutzen. Durch entsprechende Beprobung vor und nach dem Einbau einer solchen Anlage

kann der Effekt auf den Anteil der Turbinenpassagen an der Gesamtabwanderung quantifiziert werden. Durch Verrechnung mit der bzw. den Mortalitätsraten ist es schließlich möglich, den Einfluss einer Fischabstiegsanlage auf die standortbezogene Mortalität zu ermitteln.

Die Effizienz einer Fischabstiegsanlage kann aufgrund der verschiedenen Verhaltensweisen und Reaktionsmuster bei den diversen abwandernden Arten völlig unterschiedlich ausfallen und ist deshalb grundsätzlich artspezifisch zu ermitteln. Darüber hinaus ist die Effizienz stets von den jeweiligen Betriebsbedingungen abhängig, die entsprechend dokumentiert werden müssen.

Sofern eine Abstiegsanlage eine mangelnde Effizienz aufweist, haben sich telemetrische Untersuchungen zur Ursachenanalyse bewährt. So konnten z. B. LARINIER & TRAVADE (1999) anhand der räumlichen und zeitlichen Differenzierung der Bewegungsmuster von Lachssmolts im Oberwasser von Wasserkraftwerken die hydraulischen Bedingungen präzisieren, die für die Auffindbarkeit entscheidend sind. Hierauf aufbauend wurde die Effizienz der Bypassanordnungen entscheidend verbessert.

6.6 Schutzwirkung von Fischschutzanlagen

Fischschutzanlagen sollen das Eindringen von Fischen in sie gefährdende Anlagenbereiche verhindern. Entsprechend bemisst sich ihre Effizienz daran, in welchem Umfang sie die Passage von Fischen tatsächlich unterbinden. Hierzu wird das Wasserkraftwerk bzw. das Wasserentnahmebauwerk intermittierend, vorzugsweise im 24-stündigen Wechsel mit und ohne Fischschutzanlage betrieben. Gleichzeitig wird art- und größenspezifisch ermittelt, wie viele Fische die Schutzanlage passieren (RAUCK, 1980). Die Effizienz (E_{Schutz}) der Fischschutzanlage in [%] ergibt sich dann aus einem Vergleich der Fischpassagen mit und ohne Schutzeinrichtung nach der Formel:

$$E_{Schutz} = 1 - \frac{n_{mit}}{n_{ohne}} \cdot 100$$

6.7
Zuverlässigkeit von Frühwarnsystemen

Eine Option zum Schutz abwandernder Fische bestimmter Zielarten ist der Einsatz von Frühwarnsystemen, die Abwanderereignisse vorhersagen und damit ein fischschonendes Betriebsmanagement von Wasserkraftwerken ermöglichen. Im Falle der Aalabwanderung ist ein solches Frühwarnsystem in Form des MIGROMAT® seit 2003 u. a. am Standort Wahnhausen an der Fulda im Einsatz (ADAM 2006, PÖHLER 2006).

Die Zuverlässigkeit eines Frühwarnsystems kann überprüft werden, indem die Anzahl abwandernder Individuen während der angezeigten Alarmereignisse (n_{Alarm}) mit der Gesamtabwanderung (n_{gesamt}) verglichen wird. Die Zuverlässigkeit des Frühwarnsystems ($Z_{Frühwarnsystem}$) wird als Prozentsatz [%] angegeben und errechnet sich gemäß der Formel:

$$Z_{Frühwarnsystem} = \frac{n_{Alarm}}{n_{gesamt}} \cdot 100$$

Daten zum Abwandergeschehen können unter Anwendung der in Kap. 5.3 aufgeführten Fangmethoden, ebenso aber auch durch die Registrierung von Passagen mittels Transpondern oder Telemetriesendern erhoben werden. An der Maas (Niederlande) beispielsweise wurden in der Saison 2002/03 zwei MIGROMATE® an den Standorten Linne und Alphen betrieben, deren Zuverlässigkeit mit Hilfe von ebenfalls dort installierten Antennen des NEDAP-Trial-Systems evaluiert wurde. Alarmmeldungen wurden von den Frühwarnsystemen an 24 bzw. 17 Tagen abgegeben, was 15 bzw. 10 % des gesamten Untersuchungszeitraumes entspricht. Aus den Passagen mit NEDAP-Transpondern markierter Aale ergab sich gemäß der o. a. Formel für Linne eine Effizienz des Frühwarnsystems von 66 % und für Alphen von 73 % (BRUIJS et al. 2003).

6.8 Effizienz eines fischschonenden Betriebsmanagements

Frühwarnsysteme dienen dazu, in Zeiten von Abwanderereignissen ein gezieltes Betriebsmanagement einer Wasserkraftanlage einzuleiten und durchzuführen, während dessen den Fischen Wanderpfade mit möglichst geringem Verletzungs- und Mortalitätsrisiko angeboten werden. Die Effizienz eines solchen fischschonenden Betriebsmanagements ist in Abhängigkeit von dem jeweils gewählten operationellen Modus von zwei Faktoren abhängig:

- Der Verteilung der Fische auf die einzelnen möglichen Abwanderpfade des jeweiligen Standortes und
- dem Verletzungsrisiko eines jeden dieser Wanderpfad.

Die Effizienz ($E_{Betriebsmanagement}$) des Betriebsmanagements lässt sich durch Vergleich der standortbezogenen Mortalitätsrate mit und ohne Betriebsmanagement ermitteln. Sie wird als Prozentsatz [%] angegeben und errechnet sich gemäß der Formel:

$$E_{Betriebsmanagement} = \frac{m_{Standort\text{-}ohne}}{m_{Standort\text{-}mit}} \cdot 100$$

Hierbei erfolgt die Ermittlung der standortbezogenen Mortalitätsraten mit bzw. ohne fischschonendem Betriebsmanagement gemäß Kap. 6.4.4.

7 Rechtliche Aspekte

Untersuchungen an wasserbaulichen Anlagen sowie mit Fischen greifen in die Eigentumsrechte Dritter ein, so dass sie nicht ohne das Einverständnis der Anlagenbetreiber sowie der Fischereirechtsinhaber bzw. -pächter durchgeführt werden können. Darüber hinaus sind weitere gesetzliche Vorgaben und die Genehmigungspflichten bei verschiedenen Untersuchungsmethoden zu beachten, die sich insbesondere aus dem Tierschutzgesetz sowie aus den Fischereigesetzen der Bundesländer ergeben.

7.1 Bundestierschutzgesetz

Eingriffe an Wirbeltieren, d. h. auch Neunaugen und Fische fallen unter die Bestimmungen des Tierschutzgesetzes, dessen Zweck darin besteht: *„aus der Verantwortung des Menschen für das Tier als Mitgeschöpf dessen Leben und Wohlbefinden zu schützen. Niemand darf einem Tier ohne vernünftigen Grund Schmerzen, Leiden oder Schäden zufügen."* Während Untersuchungen mit wirbellosen Organismen, z. B. aquatischen Makrozoobenthern keiner tierschutzrechtlichen sondern allenfalls moralischen Beschränkung unterliegen, werden Freiland- und Laboruntersuchungen mit Neunaugen und Fischen gemäß § 7 TierSchG als Tierversuch eingestuft und damit juristisch mit toxikologischen Tests oder operativen Eingriffen gleichgesetzt, *„wenn sie mit Schmerzen, Leiden oder Schäden für diese Tiere"* verbunden sind (TierSchG 2007). Insofern besteht kein Zweifel daran, dass es sich bei sämtlichen Untersuchungsansätzen, bei denen Fische bewusst einem Verletzungsrisiko ausgesetzt sind oder dies billigend in Kauf genommen wird, um Tierversuche handelt. Gleiches gilt für Fischmarkierungen jeder Art (ADAM & LINDEMANN 2010).

Grundsätzlich unterliegen Tierversuche der Genehmigungspflicht gemäß § 8 TierSchG. Sie sind nur dann genehmigungsfähig, wenn ein *„vernünftiger Grund"* hierfür vorhanden ist und keine alternativen Verfahren verfügbar sind, mit denen dasselbe Ziel erreicht werden kann. Ausnahmen von der Genehmigungspflicht können allerdings bei Geringfügigkeit sowie für Forschungen im Auftrag der Europäischen Gemeinschaft oder der Bundesländer geltend gemacht werden, wobei solche Vorhaben gemäß TierSchG § 8 Abs. 7 (Nr. 1) zumindest angezeigt werden müssen.

Den formalen Rahmen um abzuprüfen, ob ein *„vernünftiger Grund“* für ein Vorhaben gegeben und die eingesetzte Methode angemessen ist, bildet der tierschutzrechtliche Antrag. Sowohl für die Anzeige, als auch für die Erteilung einer Genehmigung für die Durchführung eines Tierversuchs ist die Veterinärbehörde derjenigen Örtlichkeit zuständig, an der die Untersuchung durchgeführt werden soll. In Deutschland sind dies in der Regel die Veterinärbehörden, die zumeist bei den Regierungspräsidien bzw. Bezirksregierungen angesiedelt sind. Das für die Beantragung zu verwendende bundeseinheitliche Antragsformular samt einer fachlichen Stellungnahme muss dabei vom Tierschutzbeauftragten der durchführenden Institution bei der Genehmigungsbehörde eingereicht werden.

Ferner muss der Antrag detaillierte Ausführungen u. a. zu folgenden Aspekten enthalten:

- Dauer, Zweck und Unerlässlichkeit des Vorhabens;
- Herkunft, Art und Anzahl der vorgesehenen Tiere;
- detaillierte Darlegung über die Art und Weise des Umgangs mit den Tieren, ob und in wie weit sie - ggf. differenziert nach Intensität und Dauer - Schmerzen, Leiden oder Betäubungen erfahren;
- Nachweis der Qualifikation derjenigen Personen, die mit den Fischen umgehen und für deren Hälterung und Gesundheit verantwortlich sind.

Die Behörde kann ihre auf maximal drei Jahre befristete Genehmigung nur mit dem Einverständnis einer beigeordneten Ethikkommission erteilen, die über den vorgelegten Antrag berät.

Der Genehmigungsweg ist langwierig und kann erfahrungsgemäß bis zu acht Monate dauern, da die umfangreichen Antragsunterlagen von den ehrenamtlichen Mitgliedern der Ethikkommission geprüft werden müssen und die Kommission nur unregelmäßig tagt. Es wird die Benennung eines sachkompetenten verantwortlichen Projektleiters, eines speziell die für die Verhaltensbeobachtungen zuständigen Verantwortlichen nebst eines für das Projekt zuständigen Tierschutzbeauftragten verlangt, der gegenüber der Genehmigungsbehörde berichtspflichtig ist.

Grundsätzlich dürfen Tierversuche nur von biologisch oder veterinärmedizinisch ausgebildeten und beruflich erfahrenden Personen durchgeführt werden. Als Nachweis der Qualifikation für den Umgang mit Tieren wird in der Regel ein abgeschlossenes Studium der Veterinärmedizin oder Biologie verlangt. Welcher fachliche bzw. berufliche Hintergrund allerdings im Sinne der Genehmigungsbehörden als rechtskonform erachtet wird, ist in den Bundesländern unterschiedlich geregelt und muss entsprechend vor Ort geklärt werden.

Die Hälterung der Tiere kann auch von Tierpflegern übernommen werden. Eine bestandene Sportfischerprüfung oder aquaristische Erfahrungen hingegen sind kein ausreichender Qualifikationsnachweis.

7.2 Fischereigesetze der Länder

Unabhängig von der tierschutzrechtlichen Genehmigung eines Tierversuches besteht bei fischereibiologischen Freilanduntersuchungen auch eine Genehmigungspflicht für den Einsatz bestimmter Untersuchungsmethoden. Dies betrifft generell den Fang von Fischen in Fischwegen, der in den Fischereigesetzen der meisten Bundesländer verboten ist. Soll somit z. B. die Fischabwanderung durch Bypässe, aber auch durch Fischaufstiegsanlagen untersucht werden, bedarf dies einer entsprechenden Ausnahmegenehmigung. Ebenfalls genehmigungspflichtig ist die Durchführung der Elektrofischerei.

Zuständig für fischereirechtliche Genehmigungen sind in der Regel die Fischereiverwaltungen der Bundesländer, d. h. die zumeist bei den Regierungspräsidien oder Bezirksregierungen angesiedelten Oberen Fischereibehörden.

8 Zusammenfassung

Die Erarbeitung technischer Möglichkeiten für den Fischschutz und den Fischabstieg ist eine wichtige Voraussetzung für den Erhalt und den Ausbau der Wasserkraftnutzung. Dabei muss die Schädigung abwandernder Fische entlang der verschiedenen Wanderwege verhindert bzw. vermindert und gleichzeitig die flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit sichergestellt werden. Insbesondere durch die Vielzahl bestehender kleiner und mittlerer Wasserkraftanlagen, an denen relativ höhere Schädigungen auftreten, besteht ein hoher Sanierungsbedarf.

Die technischen Lösungen zum Fischschutz bestehen aus feinen mechanischen Barrieren mit lichten Stababständen von 10 bis 15 mm und aus fischschonenden Turbinen bzw. einem fischschonenden Anlagenmanagement. Zur Abwanderung in das Unterwasser werden oberflächennahe oder sohlennahe Bypässe installiert. Die Funktionsweise solcher Anlagen wurde bisher nicht immer ausreichend an das Verhalten abwandernder Fische angepasst. Eine Untersuchung erfolgte meist nur in Teilaspekten. Dabei sind umfassende Monitoringmaßnahmen zur Verbesserung der technischen Anlagen unumgänglich.

Im vorliegenden Bericht wurden die biologischen Untersuchungsmethoden zusammen gestellt, die im Zusammenhang mit der Abwanderung von Fischen an Wasserkraftstandorten anwendbar sind (Tab. 8.1).

Während Sichtmethoden der Beobachtung von Fischen unter Freilandbedingungen enge Grenzen setzen, bieten moderne Echolottechniken oder aber Verhaltensbeobachtungen unter Laborbedingungen deutlich bessere Möglichkeiten.

Bei den Fangmethoden hat der Einsatz berufsfischereilicher Methoden häufig den Vorteil, dass geeignete Fanggeräte und in ihrem Einsatz erfahrenes Personal zur Verfügung stehen und durch die Auswertung der Fänge von Berufsfischern der Beprobungsaufwand gering gehalten werden kann. Darüber hinaus bilden hamenartige Netze eine weit verbreitete Methode zur Beprobung der Fischwanderung über unterschiedliche Abwanderkorridore.

Nicht alle Fische, die eine Turbinenpassage oder den Kontakt mit einem Wasserentnahmebauwerk überlebt haben, sind unverletzt. Vielmehr treten verletzte Fische erfahrungsgemäß in ähnlichem Umfang auf, wie getötete. Zur Ermittlung einer verzögerten Mortalität wird daher eine mehrtägige Hälterung der Fische empfohlen.

Eine wichtige Rolle bei der Untersuchung der Fischwanderung spielen die Markierungsverfahren für Fische. Dabei können externe Markierungen wie Farbmarkierung und Flossenschnitt ebenso eingesetzt werden wie Transponder, oder telemetrische Systeme (Tab. 8.1).

Tab. 8.1: Zusammenfassende Darstellung der Methoden zur quantitativen Untersuchung der (Ab)Wanderung von Fischen

Methoden		Vorrangige Einsatzbereiche						
		Labor	Wasserkraftanlage			Wasser-entnahme	Bypässe etc.	Fluss
			klein	mittel	groß			
Beobachtungs-methoden	Ethohydraulik	x						
	Sichtbeobachtung		(x)				(x)	
	Echolot		(x)	x	x	x	x	x
Fangmethoden	Pfahl- und Aalhamen							x
	Scherbretthamen							x
	Schokker			x	x			x
	Stationäre Fanganlagen		x	x			x	x
	Vollhamen		x	x	(x)		x	
	Teilhamen		x	x	x			
	Rechengutkontrolle		x	x	x	x		
Markierungs-methoden	Erkennungsmarken							x
	Flossenschnitt							x
	Farbmarkierung							x
	Visible Implant Tag							x
	Turb'n Tag		x	x	x			
	FDX-Transponder	x					x	
	HDX-Transponder	x	x	x			x	
	Nedap-Trial-System		x	x	x		x	x
	Radiotelemetrie		x	x	x	x	x	x
	Akustische Telemetrie		x	x	x	x	x	x

Untersuchungsdesign

Die Basis für quantitative Auswertungen zur Mortalität und Schädigung, zur Effizienz von Fischschutz- und -abstiegsanlagen etc. bildet die Kenntnis der Gesamtanzahl der im jeweiligen Gewässer abwandernden Fische. Nur so kann von Fangquoten, Relationen etc. auf absolute Zahlen hochgerechnet werden. Allerdings lässt sich lediglich in sehr kleinen Gewässern die Gesamtabwanderung lückenlos und vollständig erfassen. In der Regel kann jedoch nur ein mehr oder weniger großer Teilabfluss des Gewässers kontrolliert werden. Die Quantifizierung der Gesamtabwanderung erfolgt dann anhand der Markierung von Fischen sowie der Wiederfänge markierter und unmarkierter Exemplare.

Die Passage der verschiedenen Wanderwege an einem Wasserkraftstandort ist mit einem unterschiedlichen Schädigungsrisiko für abwandernde Fische verbunden. Das Ausmaß der Schädigung oder Mortalität ergibt sich einerseits aus der Schädigung bei der Passage der Turbinen und anderer Abwanderpfade sowie andererseits aus der Verteilung der abwandernden Fische auf diese unterschiedlichen Wege. Deshalb ist es für die Gesamtabschätzung der Schädigung oder Mortalität ebenso wie für die Bewertung der Effizienz von Fischschutz- und -abstiegsanlagen an einem Standort notwendig zu wissen, zu welchen Anteilen sich die abwandernden Fische auf die einzelnen Pfade verteilen. Hier geht man bislang von einer Aufteilung gemäß der Abflussanteile aus. Durch entsprechende Leitströmungen kann hierauf jedoch Einfluss genommen werden (SCHMALZ 2010). Weitere Untersuchungen dieses Sachverhaltes sind erforderlich.

Die Daten hierzu lassen sich grundsätzlich ermitteln. Allerdings ist es mit einem enormen Aufwand verbunden, sämtliche Abwanderpfade zeitgleich zu beproben. Bei höheren Abflüssen bzw. in größeren Gewässern überschreitet ein derartiges Vorgehen schnell die Grenzen des technisch Machbaren. Dies macht den Einsatz von Methoden wie Telemetrie und Transpondertechnik erforderlich, bei denen die Passage von Wanderpfaden dokumentiert wird, ohne dass der jeweilige Fisch hierzu gefangen werden muss. Allerdings muss jeweils eine repräsentative Stichprobe von Fischen markiert und deren Abwanderweg über verschiedene Pfade dokumentiert werden können.

Die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Durchführung der dargestellten Untersuchungen ergeben sich insbesondere aus dem Bundestierschutzgesetz sowie den Fischereigesetzen der Bundesländer.

9 Literatur

ADAM, B. & B. LEHMANN (2011): Ethohydraulik: Grundlagen, Methoden, Erkenntnisse. - Heidelberg (Springer-Verlag), 387 S.

ADAM, B. & C. LINDEMANN (2010): Verträglichkeit von Markierungsmethoden für Fische. - Tierärztliche Umschau 65/3, 124 - 130.

ADAM, B. & U. SCHWEVERS (1994): New marking method for fish - initial trials with micro-transponders. - Animal research and development 40, 78 - 87.

ADAM, B. & U. SCHWEVERS (1997): Zur Funktionskontrolle von Fischwegen - Einsatz automatischer Kontrollstationen unter Anwendung der Transponder-Technologie. - DVWK-Schrift 119, Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), 100 S.

ADAM, B. & U. SCHWEVERS (2006): Möglichkeit eines aalschonenden Betriebs von Wasserkraftanlagen mit dem Frühwarnsystem MIGROMAT®. - Wasserwirtschaft 96/5, 16 - 21.

ADAM, B. (2006): Das Frühwarnsystem MIGROMAT schützt abwandernde Aalevor Verletzungen durch Wasserkraftanlagen. - Artenschutzreport 19, 13 - 18.

ADAM, B. (2011): Einsatz der HDX-Technologie im Rahmen des Fischaufstiegsmonitorings am Elbewehr Geesthacht. - - In: Vattenfall Europe Generation AG (Hrsg.): Der Doppelschlitzpass Geesthacht-Nord. - Cottbus (Vattenfall Europe Generation AG), Schriftenreihe Elbfischmonitoring 3, in Vorbereitung.

ADAM, B., M. BRUIJS, U. DUMONT & E. WINTER (2004): Anthropogene Einflüsse auf die Aalabwanderung in der Maas. - Österr. Fischerei 57, 269 - 277.

ADAM, B., U. SCHWEVERS & U. DUMONT (1999): Beiträge zum Schutz abwandernder Fische - Verhaltensbeobachtungen in einem Modellgerinne. - Solingen (Verlag Natur & Wissenschaft), Bibliothek Natur und Wissenschaft 16, 63 S.

AMARAL, S. V., F. C. WINCHELL, B. C. MCMAHON & D. A. DIXON (2000) Evaluation of an angled bar rack and a louver array for guiding silver American eels to a bypass. 1st International Catadromous Eel Symposium, St. Louis/Missouri, 20. - 24. August 2000, Symposium Pre-Prints, 8 S.

ANONYMUS (1899): Turbinen und Fische. - Allg. Fischerei-Z. NF. 24, 283.

ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG (1998): Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit der Staustufe Wahnhausen in der Fulda. - Im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, 2 Bände, zus. 382 S.

AUSONIUS, D. M. (371): Mosella. - Düsseldorf (Artemis & Winkler), lat/d Ausgabe, herausgegeben, übersetzt und kommentiert von P. Dräger 2004, 130 S.

BARAN, P. M. LARINIER & F. TRAVADE (2010): Anguilles et ouvrages - Acitons de R & D 2008 - 2010. - Paris (Onema), 30 S.

BAUER, C. (2002): Radiotelemetrische Untersuchungen an Zuchtkarpfen, Cypriuns caprio carpio morpha domestica während der Winterung unter Berücksichtigung der Bewegungsaktivität der besenderten Karpfen, der biotelemetrischen Methode sowie deren Auswirkungen auf die Versuchsfische. - Diss. Universität Wien, 156 S.

BEALL, E. & C. MARTY (1983): Reproduction de Saumon Atlantique, Salmo salar L., en milieu semi-naturel controlé. - Bull. Fr. Pêche Piscic. 289, 77 - 93.

BEALL, E. & C. MARTY (1987): Optimisation de la reproduction naturelle du saumon atlantique en chenal de fraie: influence da la densité des femelles. - In: Thibault, M. & R. Billard (Hrsg.): La restauration des rivières à saumons, Paris (INRA), 231 - 238.

BEHRMANN-GODEL, J. (2000): Telemetrische Untersuchung der herbstlichen Wanderung der Blankaale (Anguilla anguilla L.) in der Staustufe Trier. - Konstanz (Universität, Limnologisches Institut), für die Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz / RWE Energie AG, 29 S.

BERG, R. (1985): Turbinenbedingte Schäden an Fischen. Bericht über Versuche am Laufkraftwerk Neckarzimmern. - Langenargen (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen), 25 S.

BERG, R. (1987): Fischschäden durch Turbinen. - Arbeiten Dt. Fischereiverband 44, 41 - 47.

BINGEN, H. VON (1155): Das Buch von den Fischen. - Salzburg (Otto Müller Verlag) 1991, nach den Quellen übersetzt und erläutert von P. Riethe, 150 S.

BRAITHWAITE, H. (1971): A sonar fish counter. - J. Fish Biol. 3, 73 - 82.

BRAUER, C. (2007): Auswertung der Schokkerfänge in der Saison 2006/07 im Unterwasser der Staustufe Landesbergen/Weser.

BREUKELAAR, A. W., A. BIJ DE VAATE & K. T. W. FOCKENS (1998): Inland migration study of sea trout (Salmo trutta) into the rivers Rhine and Meuse (the

Netherlands), based on inductive coupling radio telemetry. - Hydrobiologia 371/372, 29 - 33.

BROWN, L., A. HARO & J. BOUBÉE (2007): Behaviour and fate of downstream migrating eels at hydroelectric power station intakes. - 6th International Symposium on Ecohydraulics, Christchurch/NZ, extended abstracts, 15 S.

BRUIJS, M. C. M., H. V. WINTER, U. SCHWEVERS, U. DUMONT et al. (2003): Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. - Kema-Report 50180283-KPS/MEC 03-6183, Abschlußbericht des EU-Forschungsprojektes Q5RS-2000-31141, 105 S.

BÜRGER, F. (1926): Die Fischereiverhältnisse im Bereich der preußischen Rheinprovinz. - Z. Fischerei 24, 217 - 399.

DUMONT, U., P. ANDERER & U. SCHWEVERS (2005): Handbuch Querbauwerke. - Düsseldorf (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und ländlichen Raum NRW), 212 S.

DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.) (2010): Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. - Hennef (DWA), Merkblatt DWA-M 509, Entwurf, 285 S.

DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.) (2006): DWA-Themen: : Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - Hennef (DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.), 256 S.

FIEDLER, K. & C. GÖHL (2006): Verhaltensweisen von Aalen vor den Einläufen in Wasserkraftanlagen und prxisorientierte Konzepte für ihren Schutz und ihre Abwanderung. - DWA-Themen: Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna, 100 - 106.

FREDRICH, F. & H. H. ARZBACH (2002): Wanderungen und Uferstrukturnutzung der Quappe, Lota lota in der Elbe, Deutschland. - Z. Fischk. Suppl. 1, 159 - 178.

FREDRICH, F. (1996): Preliminary studies on daily migration of chub (Leuciscus cephalus) in the Spree river. - In: Baras, E. & J. C. Philippart (Hrsg.): Unterwater biotelemetry 1996 (Liège), 66.

FREDRICH, F. (1999): Wanderungen und Habitatwahl potamodromer Fische in der Elbe. - Statusseminar Elbe-Ökologie 2. - 5. November Berlin, Tagungsband, 50 - 53.

GÖHL, C. (2004): Bypaßeinrichtungen zum Abstieg von Aalen an Wasserkraftanlagen. - München (Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wassserwirtschaft 98), 153 S.

GOLLMANN, H. P., E. KAINZ & O. FUCHS (1986): Zur Markierung von Fischen unter besonderer Berücksichtigung der Anwendung von Farbstoffen und Pigmenten, insbesondere von Alcianblau 8 GS. - Österr. Fischerei 39, 340 - 345.

GROSCH, U., H. E. BUCHIN & E. KRÖZUS (1977): Erfahrungen mit der Markierung von Welsen. - Arbeiten Dt. Fischereiverband 22, 123 - 128.

GUILLOUET, J. A. ACOU, P. LAFFAILLE, A. LEGAULT & E. FEUNTEUN (2007): Etude de la restauration de la population d'anguille sur le Frémur: Suivi post-aménagement, année 2006. - Rennes (Fish-Pass), 63 S.

HADDERINGH, R. H. & H. D. BAKKER (1998): Fish mortality due to passage throug hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht Rivers. - In: Jungwirth, M. et al. (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses. - Oxford (Fishing News Books), 315 - 328.

HANSEN, L. P. & B. JONSSON (1985): Downstream migration of hatchery-reared smolts of Atlantic Salmon (Salmo salar L.) in the river Imsa, Norway. - Aquaculture 45, 237 - 248.

HANSEN, L. P. & B. JONSSON (1986): Salmon ranching experiments in the river Imsa: effects of day and night release and of sea-water adaptation on recapture-rates of adults. - Inst. Freshw. Res. Drottningholm Rep. 63, 47 - 51.

HANSEN, L. P. & B. JONSSON (1988): Salmon ranching experiments in the river Imsa: effects of dip-netting, transport and Chlorobutanol anaesthesia on survival. - Aquaculture 74, 301 - 305.

HANSEN, L. P. & B. JONSSON (1989): Salmon ranchging experiments in the River Imsa: returns of different stocks to the fishery and to River Imsa. - In: De Pauw, N. et al. (Hrsg.): Aquaculture - a biotechnology in progress. - Bredene (Eur. Aquaculture Soc.) 445 - 452.

HANSEN, L. P. & B. JONSSON (1991): Evidence of a genetic component in the seasonal return pattern of Atlantic salmon, Salmo salar L.. - J. Fish Biol. 38, 251 - 258.

HANSEN, L. P. (1988): Effects of Carlin tagging and fin clipping on survival of Atlantic Salmon (Salmo salar L.) released as Smolts. - Aquaculture 70, 391 - 394.

HARO, A., T. CASTRO-SANTOS & T. SULLIVAN (2001): Passage of American shad at Turners Falls fishways: PIT tag evaluation 2000. - Turners Falls MA (S. O. Conte Anadromous Fish Research Center), Internal Report No. 2001-01, 20 S.

HART, P. J. B. & T. J. PITCHER (1969): Field trials of fish marking using a jet inoculator. - J. Fish Biol. 1, 383 - 385.

HAUNS, A. & R. HAUNS (1996): Die Aalschokker-Fischerei auf der badischen Seite am Oberrhein - Der Aal und sein Geheimnis. - Rastatt (Selbstverlag), 164 S.

HEISEY, P. G., D. MATHUR & L. D'ALLESANDRO (1993): A new technique for assessing fish passage survival at hydro power stations. - Can. Tec. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1905, 32 - 38.

HOFFMANN, A., M. SCHMIDT, B. LEHMHAUS, M. LANGKAU, M. KÜHLMANN, M. JESSE, H. KLINGER, K. BELTING & P. WEIMER (2010): Fischschutzmöglichkeiten an Wasserkraftanlagen - Schutzmaßnahmen für Jung- und Kleinfische im Turbinenzuleitungskanal hinter dem Rechen. - Natur in NRW 25/4, 21 - 25.

HOLZNER, M. (1999): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich. - SchrR. Landesfischereiverband Bayern 1, 224 S.

INSTITUT FÜR NETZFORSCHUNG, HAMBURG (1956): Scherbretthamen Unterweser. - Fischwirt 6, 341 - 342.

Jansen H. M., H. V. Winter, M. C. M. Bruijs & H. Polman (2007) Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eel in relation to river discharge. In: ICES J. Mar. Sci. 64, 1437 - 1443.

JONSSON, B. (1985): Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. - Trans. Am. Fish. Soc. 114, 182 - 194.

JONSSON, N. (1991): Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. - Nordic J. Freshwater Res. 66, 20 - 35.

JONSSON, N., B. JONSSON & L. P. HANSEN (1998): Long-term study of the ecology of wild Atlantic salmon smolts in a small Norwegian river. - J. Fish Biol. 52, 638 - 650.

JONSSON, N., B. JONSSON, L. P. HANSEN & P. AASS (1994): Effects of seawater-acclimatization and release sites on survival of hatchery-reared brown trout Salmo trutta. - J. Fish Biol. 44, 973 - 981.

JONSSON, N., L. P. HANSEN & B. JONSSON (1991): Variation in age, size and repeat spawning of adult Atlantic salmon in relation to river discharge. - J. Anim. Ecol. 60, 937 - 947.

KAMPKE W., B. ADAM, O. ENGLER, B. LEHMANN & U. SCHWEVERS (2008): Ethohydraulische Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit des Chan-Bar Systems. - Im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf, Außenstelle Duisburg, 53 S. (unveröff.)

KELLER, H. (1885): Die Anlage der Fischwege. - Berlin (Verlag von Ernst u. Korn), 69 S.

KEUNEKE, R.; DUMONT, U. (2010): Vergleich von Prognosemodellen zur Berechnung der Turbinen bedingten Fischmortalität. In: WasserWirtschaft 100 (2010), Nr. 9, S. 39.

KEUNEKE, R., DUMONT, U., SCHWEVERS, U., THIEL, R. (2011): „Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch erträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser – Wasserkraft und Wasserrahmenrichtlinie“; Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3707 21 200, Dessau.

KLEIN BRETELER, J., T. VRIESE, J. BORCHERDING, A. BREUKELAAR, L. JÖRGENSEN, S. STAAS, G. DE LAAK & D. INGENDAHL (2007): Assessment of population size and migration routes of silver eel in the River Rhine based on a 2-year combined mark-recapture and telemetry study. - ICES J. Mar. Sci. Advance Access, 5. 9. 2007, 1 - 7.

KLUST, G. (1956): Der KÖTHKEsche Scherbretthamen. - Fischwirt 6, 251 - 256.

KNUDSEN, F. R., C. B. SCHRECK, S. M. KNAPP, P. S. ENGER & O. SAND (1997): Infrasound produces flight and avoidance responses in Pacific juvenile salmonids. - J. Fish Biol. 51, 824 - 829.

KOBLER, A. (2007): Habitatwahl und Aktivität des Hechtes (Esox lucius L.) im kleinen Döllnsee - eine radiotelemetrische Studie. - Diplom-Arbeit, Univ. Hohenheim, Fakultät für Agrarbiologie, 121 S.

LARINIER, M. & F. TRAVADE (1999): The development and evaluation of downstream bypasses for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. - In: Odeh, M. (Hrsg.): Innovations in fish passage technology, Bethesda/Md. (American Fisheries Society), 25 - 42.

LARINIER, M. & J. DARTIGUELONGUE (1989): La circulation des poissons migrateurs et transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. - Bull. Fr. Pêche Piscic. 312/313, 90 S.

LARINIER, M., F. TRAVADE, D. INGENDAHL, J. M. BACH & D. PUJO (1993): Experimentation d'un dispositif de dévalaison pour les juvéniles de saumon Atlantique (année 1992) Usine hydroélectrique de Soeix (Gave d'Aspe). - Elecricité de France, Direction des Études et Recherches.

LEHMANN B & F. NESTMANN (2007): Wasserbauliches Versuchswesen: Kursbegleitendes Skriptum. - Universität Karlsruhe, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), 110 S.

LUCAS, M. C. & E. BARAS (2001): Migratin of freshwater fishes. - Oxford (Blackwell Science), 420 S.

LUNDBECK, J. (1927): Untersuchungen über die Beschädigung von Fischen, besonders Aalen, in den Turbinen des Kraftwerks Friedland (Opr.). - Z. Fischerei 25, 439 - 465.

MARMULLA, G. (1996): Einsatz der Radiotelemetrie im Rahmen des Lachsprogramms. - SchrR. LÖBF/LAfAO 11, 181 - 183.

MEYER, L. & G. R. PELZ (1998): Radiotelemetrische Untersuchungen an Äschen Thymallus thymallus (L.) in der Ilmenau (Niedersachsen. - Fischökologie 11, 21 - 34.

NEMETH, R. S. & J. J. ANDERSON (1992): Response of juvenile coho and chinook salmon to strobe and mercury vapor lights. - North Am. J. Fish. Management 12, 684 - 692.

PAVLOV, D. S., I. A. LUPANDIN & M. A. SKOROBOGATOV (2000): The effects of flow turbulence on the behavior and distribution of fish. - J. Ichthyology 40 Suppl. 2, 232 - 261.

PÖHLER, F. (2006): Erfahrungen mit dem aalschonenden Betriebsmanagement einer Wasserkraftanlage. - DWA-Themen: Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna, 116 - 122.

PRENTICE, E. F., T. A. FLAGG & C. S. MCCUTCHEON (1990): Feasibility of using implantable passive integrated transponder (PIT) tags in salmonids. - Am. Fish. Soc. Symp. 7, 317 - 322.

PRENTICE, E. F., T. A. FLAGG, C. S. MCCUTCHEON & D. F. BRASTOW (1990): PIT-tag monitoring systems for hydroelectric dams and fish hatcheries. - Am. Fish. Soc. Symp. 7, 323 - 334.

PRENTICE, E. F., T. A. FLAGG, C. S. MCCUTCHEON, D. F. BRASTOW & C. C. CROSS (1990): Equipment, methods, and an automated data-entry station for PIT-tagging. - Am. Fish. Soc. Symp. 7, 335 - 340.

RAEMHILD, G. A., R. NASON & S. HAYS (1985): Hydroacustic studies of downstream migrating Salmonids at hydropower dams: two case studies. - In: Olson, F. W., R. G. White & R. H. Hamre (Hrsg.): Proc. Symp. small hydropower and fisheries, Bethesda, 244 - 250.

RAUCK, G. (1980): Mengen und Arten vernichteter Fische und Krebstiere an den Rechen des Einlaufbauwerkes im Kernkraftwerk Brunsbüttel. - Veröff. Inst. Küsten- und Binnenfischerei 71, 21 S.

ROUSSELL, J.-M., R.A. CUNJAK, R. NEWBURY, D. CAISSIE & A. HARO (2004): Movements and habitat use by PIT-Tagged Atlantic salmon parr in early winter: the influence of anchor ice. - Freshwater Biology 49, 1026 - 1035.

RUSSON, I. J., P. S. KEMP & O. CALLES (2010): Response of downstream migrating adult European eels (Anguilla anguilla) to bar racks under experimental conditions. - Ecology of Freshwater Fish 19, 197 - 205.

SCHEURING, L. (1949): Fischmarkierungen, ihre Methoden, ihre Möglichkeiten und ihr Zweck. - Österr. Fischerei 2, 165 - 173.

SCHIEMENZ, F. (1962): Beobachtungen über das Verhalten der Forellen beim Aufstieg über ein Felsenwehr, bedeutungsvoll für die Konstruktion von Fischtreppen. - Allg. Fischerei-Z. 87, 553 - 558, 602 - 605.

SCHMALZ, W. (2002): Modifizierung, Erprobung und Untersuchung einer neuartigen Fangtechnik zur Erforschung des Fischabstiegs im Bereich von Wasserkraftanlagen, Abschlußbericht. - Schleusingen (Bauhaus-Universität Weimar, Hydrolabor Schleusingen), gefördert von der DBU, 45 S.

SCHMALZ, W. (2010): Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen. - Breitenbach (Fischökologische & limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen), im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, 220 S.

SCHMIDT, M. (2010): Hydroakustische Methoden zur Fischerfassung unter besonderer Berücksichtigung einer akustischen Kamera (DIDSON) – Anwendungsmöglichkeiten und Praxisbeispiele. - Tagungsband 21. SVK-Fischereitagung 15. März 2010 Künzell bei Fulda, 7 S.

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1997): Erfolgskontrolle von Besatzmaßnahmen mit Lachsen und Meerforellen im rheinland-pfälzischen Abschnitt des Gewässersystems der Lahn, Abschlußbericht der 1. Phase, 1994/96. - Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag der Bezirksregierung Koblenz, 101 S.

SCHWEVERS, U. & B. ADAM (2006): DWA-Themen: Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen - Auswertung durchgeführter Untersuchungen und Diskussionsbeiträge für Durchführung und Bewertung. - Hennef (DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.), 123 S.

SCHWEVERS, U. (1998): Die Biologie der Fischabwanderung. - Solingen (Verlag Natur & Wissenschaft), Bibliothek Natur und Wissenschaft 11, 84 S.

SCHWEVERS, U., B. ADAM & O. ENGLER (2010a): Wasserrahmenrichtlinie und Wasserkraftnutzung im Wesergebiet - Befunde zur Aalabwanderung 2008/09. - Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag des Umweltbundesamtes, 69 S.

SCHWEVERS, U., B. ADAM & O. ENGLER (2010b): Wasserrahmenrichtlinie und Wasserkraftnutzung im Wesergebiet - Befunde zur Awanderung von Salmonidensmolts 2009. - Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag des Umweltbundesamtes, 24 S.

SIMON, J. & E. FLADUNG (2009): Untersuchungen zur Blankaalabwanderung aus Oberhavel, Rhin und Mittelelbe. - Fischer & Teichwirt 60, 288 - 289.

SUBRA S., P. GOMES, S. VIGHETTI, P. THELLIER, M. LARINIER & F. TRAVADE (2007) Etude de dispositifs de dévalaison pour l´anguille angentée: Compartement de l´anguille et test d´un dispositif de dévalaison à l`usine hydroelectrique de Baigts de Béarn. - Chatou Cedex, Energie de France (EdF), 149 S.

SUBRA, S., P. GOMES, Y. BORY, D. CLAVE, M. LARINIER, F. TRAVADE & E. DE OLIVEIRA (2008): Etude du franchissement par l'anguille argentée des ouvrages hydroélectriques du Gave de Pau, Campagne 2006. - Chatou (EDF R & D), 115 S.

TESCH, F. W. (1964): Echographenaufzeichnungen an Fischpässen zur Untersuchung der Wanderungsaktivität von Fischen. - Arch. Fischereiwiss. 15, 186 - 193.

THORSTEINSSON, V. (2002): Tagging Methods for Stock Assessment and Research in Fisheries. - Report of Concert Action FAIR CT.96.1394 (CATAG), Reykjavik, Marine Research Institute Technical Report (79), S. 179; mehr Informationen unter: http://www.hafro.is/catag

TierSchG (2009): Tierschutzgesetz. - Aktuelle Fassung: Bekanntmachung vom 18. Mai 2006, BGBl. I S. 1206, 1313, geändert zuletzt durch das Gesetz vom 15. Juli 2009, BGBl. I S. 1950.

TRAVADE F., M. LARINIER, S. SUBRA, P. GOMES & E. DE-OLIVEIRA (2010) Behaviour and passage of European silver eels *(Anguilla anguilla)* at small hydropower plant during their downstream migration. In: Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 398, 01.

TRAVADE, F., J. DARTIGUELONGUE & M. LARINIER (1987): Dévalaison et franchissement des turbines et ouvrages énergétiques: l'experience EDF. - La Houille Blanche 1/2, 124 - 133.

VDSF (Verband Deutscher Sportfischer e.V.) (2003): Dokumentation der Wiedereinbürgerungsprojekte des atlantischen Lachses (Salmo salar L.) in Deutschland. - Offenbach (VDSF), 135 S.

VÖLLESTAD, L. A., B. JONSSON, N. A. HVIDSTEN, T. F. NAESJE, O. HARALDSTAD & J. RUUD-HANSEN (1986): Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (Anguilla anguilla). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, 1909 - 1916.

WEIBEL, U. (1991): Neue Ergebnisse zur Fischfauna des nördlichen Oberrheins - ermittelt im Rechengut von Kraftwerken. - Fischökologie 5, 43 - 68.

WEIBEL, U., J. WOLF & H. HIRT (1999): Die Fischfauna als Bioindikator zur Bewertung der gewässermorphologischen Veränderungen an den großen Flüssen Baden-Württembergs, Endbericht. - Kandel (IUS Weisser & Ness), gefördert vom Projekt "Angewandte Ökologie" der Landesanst. für Umwelt Bad.-Württ., 86 S.

Anlagen zu Teilprojekt 1

A Grundlagen zu Fischschutz – und Fischabstiegsanlagen

B Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken

Ingenieurbüro Floecksmühle

Oktober 2011

Ingenieurbüro Floecksmühle

Oktober 2011

A
Grundlagen zu Fischschutz – und Fischabstiegsanlagen

A.1
Grundsätze

Die Notwendigkeit des Fischschutzes an Wassernutzungsanlagen ergibt sich aus folgenden Überlegungen:

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

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

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

Nach heutigem Kenntnisstand wirken sich Wasserkraft bedingte Schädigungen von Fischen vor allem auf die diadromen Populationen aus, die innerhalb ihres Lebenszyklus´ zwingend auf den Wechsel zwischen den Binnengewässern und dem Meer angewiesen sind. Eine Entwicklung der diadromen Populationen ist nur in Gewässern

aussichtsreich, in denen eine geringe Zahl von Wasserkraftanlagen innerhalb des Wanderwegs gegeben ist. Auf dieser Grundlage können Entwicklungsgewässerabschnitte für die diadromen Fischarten festgelegt werden.

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

A.1.1
Standards für den Fischschutz

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

A.1.1.1
Standards für Entwicklungsgewässerabschnitte

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

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

Nach Möglichkeit sollten folgende Mindeststandards an mechanische Barrieren erfüllt werden:

Anadrome Entwicklungsgewässerabschnitte

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

Katadrome Entwicklungsgewässerabschnitte

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

A.1.1.2 Mindeststandards für die übrigen Gewässer

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

Maximaler lichter Stababstand: 20 mm

Maximale Anströmgeschwindigkeit: 0,5 m/s

Die Hessische Fischereiverordnung HFO vom 17. Dezember 2008 (Verordnung über die gute fachliche Praxis in der Fischerei und den Schutz der Fische § 10 Absatz (4)) fordert in den allgemeinen Schutzbestimmungen generell einen maximalen lichten Stababstand der Rechenanlagen von 15 mm.

A.1.1.3
Schutz gefährdeter Fischarten

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

A.1.1.4
Abwanderkorridore an Anlagen mit Mindeststandard

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

- Abstieg über das Querbauwerk: Der Abstieg über das Querbauwerk kann bei geringem Ausbaudurchfluss der Nutzungsanlage ausreichend sein, wenn dabei nur geringfügige Schädigungen auftreten.
- Abstieg über die Fischaufstiegsanlage: Die Effektivität hängt von der Positionierung des Einlaufs und dem Betriebsabfluss der Aufstiegsanlage ab. Die Funktion als Bypass kann durch eine Tauchwand oder einen Louver verbessert werden, ohne dass ein zusätzlicher Abfluss erforderlich ist.
- Bei einem Ausbaudurchfluss der WKA > 50 % des Mittleren Abflusses und geringer Abstiegseffektivität der Fischaufstiegsanlage müssen zusätzliche Abwandermöglichkeiten im Bereich der Entnahme bzw. der mechanischen Barriere geschaffen werden. Dies können temporär betriebene oberflächennahe Bypässe oder überströmte Rechen bzw. Wehranlagen sein. Die anschließenden Bypassleitungen sind so zu gestalten, dass die Fische nicht verletzt werden. Diese Bypässe können mit Einrichtungen zur Weiterleitung von biogenem Geschwemmsel kombiniert werden.
- Alle temporär betriebenen Abwanderkorridore und Bypässe sind mindestens immer dann zu öffnen, wenn der Abfluss im Gewässer höher ist als der genutzte Abfluss.

A.2
Technische Anlagen für Fischschutz und Fischabstieg

A.2.1
Strömungsverhältnisse an Barrieren

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

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

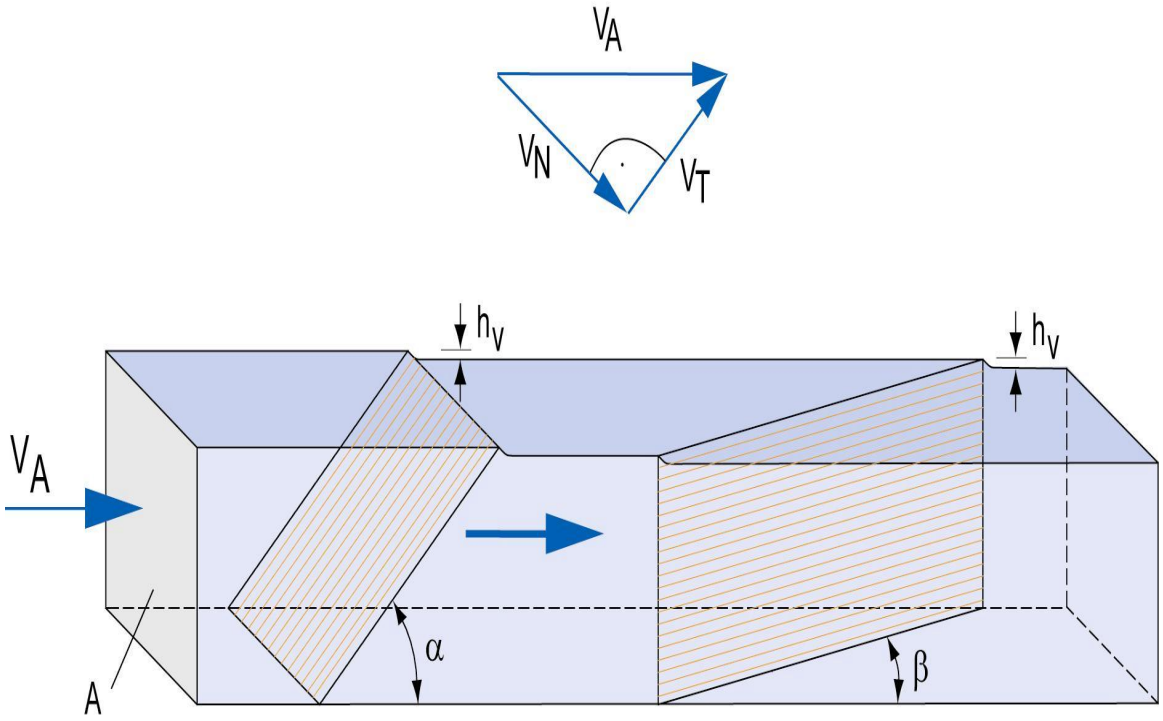


Abb. A.1: Definition der Anströmgeschwindigkeit an einem Rechen

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

- Die Orientierungsmöglichkeit der abwandernden Fische und damit die Auffindbarkeit von Bypasseinrichtungen verschlechtern sich.

- Fische werden ggf. an die mechanische Barriere gepresst und können ihr nicht mehr entkommen.
- Bei mechanischen Barrieren mit großen lichten Weiten (im Vergleich zum jeweiligen Grenzwert) steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die Fische die Barrieren passieren.

A.2.2 Verhaltensbarrieren

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

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

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

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

A.2.3
Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren

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

A.2.3.1
Maximale Anströmgeschwindigkeit

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

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

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

$$V_A < V_{krit}$$

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

Bei der Auslegung mechanischer Barrieren ist zu beachten, dass die Anströmgeschwindigkeit bedingt durch die hydraulischen Verhältnisse am Entnahmebauwerk

häufig nicht gleichmäßig ist, wodurch lokal höhere Geschwindigkeiten als der mittlere rechnerische Wert auftreten können.

A.2.3.2 Maximale lichte Weite

Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren ergibt sich aus dem Verhältnis der lichten Weite zur Körpergröße des Fisches. Die Herleitung der entsprechenden Grenzwerte findet sich in ATV – DVWK (2004) und DUMONT et al (2005). Die Ergebnisse der einschlägigen Untersuchungen sind in Tab. A.1 zusammengefasst. Sie stellen den aktuellen Stand des Wissens dar und werden auch international als Grundlage für die Auslegung von Fischschutzeinrichtungen angesehen. Insbesondere wurden die Werte fachlich u.a. in Frankreich, den Niederlanden, Dänemark und den USA bestätigt.

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

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

Zielart *Anlagengestaltung*	max. d (licht)	max. Va	Barriere	Anmerkung zur Gestaltung der Anlage
atlantische Lachssmolts	1/10 der Körperlänge	< 2 Körperlängen pro Sekunde		
	≤ 10 mm	> 0,5 m/s nur bei gesondertem Nachweis	Rechen oder Gitter bewirken nahezu 100 % Schutz.	Die hohe Schutzrate und der Abstieg sind nur möglich bei korrekter Anordnung und Gestaltung eines oberflächennahen Bypasses.
	> 10 mm	> 0,5 m/s	Rechen oder Gitter wirken als Verhaltensbarriere, daher wird nur Teilschutz erreicht (UND/ODER Bedingung).	Schutz- und Abstiegsrate abhängig von Anordnung und Gestaltung des Bypasses.
		< = 1 m/s	Smolts können der Barriere entfliehen.	Effizientes Auffinden des Bypasses ist nicht zu erwarten.
Blankaal, 60 cm	< = 15 mm	0,5 m/s	Rechen oder Gitter bewirken nahezu 100 % Schutz.	Hohe Schutzrate und Abstieg nur möglich bei korr. Anordnung und Gestaltung eines sohlennahen Bypasses.
	> 15 mm	> 0,5 m/s	Rechen oder Gitter bewirken nur Teilschutz (UND/ODER Bedingung).	
adulte Exemplare vieler Arten	20 mm	< 2 Körperlängen pro Sekunde d. h. < 0,5 m/s	Rechen als Schutz vor Durchwanderung, Ablösen und Flucht von mechanischen Barrieren möglich	Abstieg über Salmonidenbypass, Fischaufstiegsanlage oder Wehr möglich. Wehrpassage so gestalten, dass Schädigung ausgeschlossen ist.

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

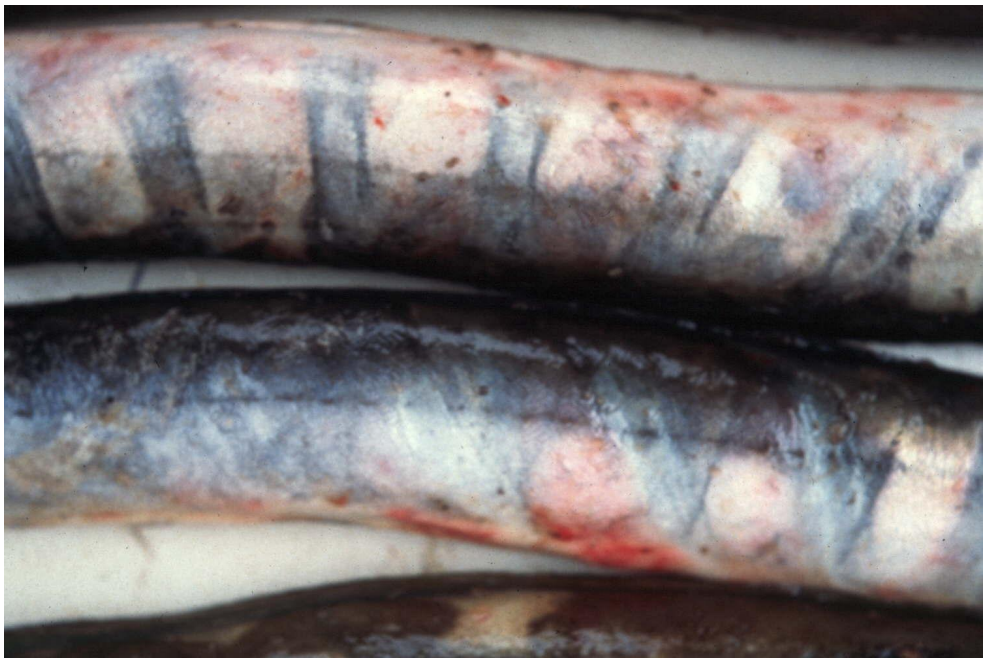


Abb. A.3: Die Druckstellen zeigen, dass dieser Aal vom Wasserdruck gegen den Rechen eines Wasserkraftwerks an der Fulda angepresst wurde (ATV-DVWK 2002).

A.2.4
Fischschutz durch mechanische Barrieren

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

Der lichte Abstand von Turbinenrechen kann verringert werden, um die Wirkung als mechanischer Fischschutz zu erhöhen. Je mehr sich der lichte Abstand den in Tab. A.1 genannten Bemessungswerten annähert und je weniger die Anströmgeschwindigkeit den Wert 0,5 m/s überschreitet, desto besser ist die Schutzwirkung.

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

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

- Anströmgeschwindigkeit < = 0,5 m/s
- Vergrößerung der Rechenfläche z.B. durch Schrägstellung des Rechens gegen die Horizontale oder schräge Anordnung im Kanal, um die hydraulischen Verluste zu reduzieren und die Reinigung des Rechens in realistischen Zeitintervallen zu ermöglichen.
- Ausrüstung der mechanischen Barriere mit einer Reinigungsmaschine, die dauerhaft eine sehr kurze Reinigungsfrequenz gewährleistet. Ungeachtet der ökonomischen Probleme bleibt aus technischer Sicht festzustellen, dass die Rechenreinigung der limitierende Faktor für den Einsatz von mechanischen Fischschutz - Barrieren ist.

A.2.4.1
Sonstige Barrieren

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

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

A.2.4.2
Umlaufende Abschirmungen

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

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

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

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

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

A.2.5
Zusammenfassende Einschätzung der Einsatzfähigkeit mechanischer Barrieren

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

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

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

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

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

A.3
Abstiegsanlagen

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

Abwanderwege müssen so gestaltet werden, dass sie, abgestimmt auf das Verhalten der jeweiligen Fischart, aufgefunden werden.

A.3.1
Oberflächennahe Bypässe

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

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

A.3.2
Sohlennahe Bypässe

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

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

Abb. A.4: Bypass-Düse für atlantische Lachssmolts mit Beleuchtung zur Verbesserung der Attraktionswirkung: Der Einlauf des Bypasses am Staudamm Poutès im Allier ist so geformt, dass möglichst geringe Turbulenzen entstehen und die Strömung stetig beschleunigt wird. Der Bypass ist höhenverstellbar und kann so an wechselnde Oberwasserstände angepasst sowie außerhalb der Betriebszeiten über die Wasseroberfläche emporgehoben werden.

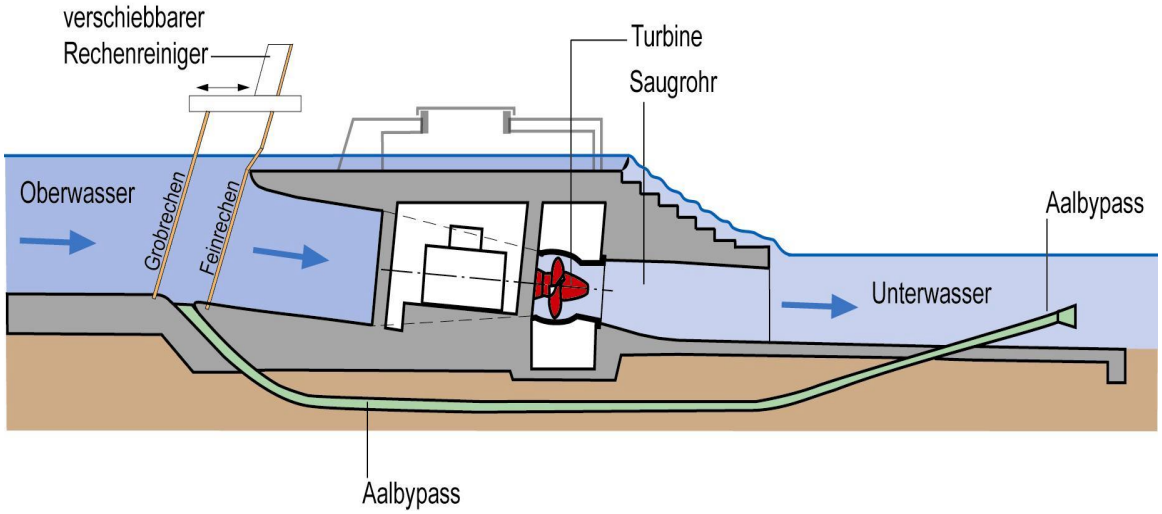


Abb. A.5: In der Sohle vor dem Rechen eingelassene Trichter, die in Rohrleitungen münden, welche in das Unterwasser geführt sind (Harpen AG, WKA Hamm-Uentrop (Lippe) (nach ATV-DVWK 2002).

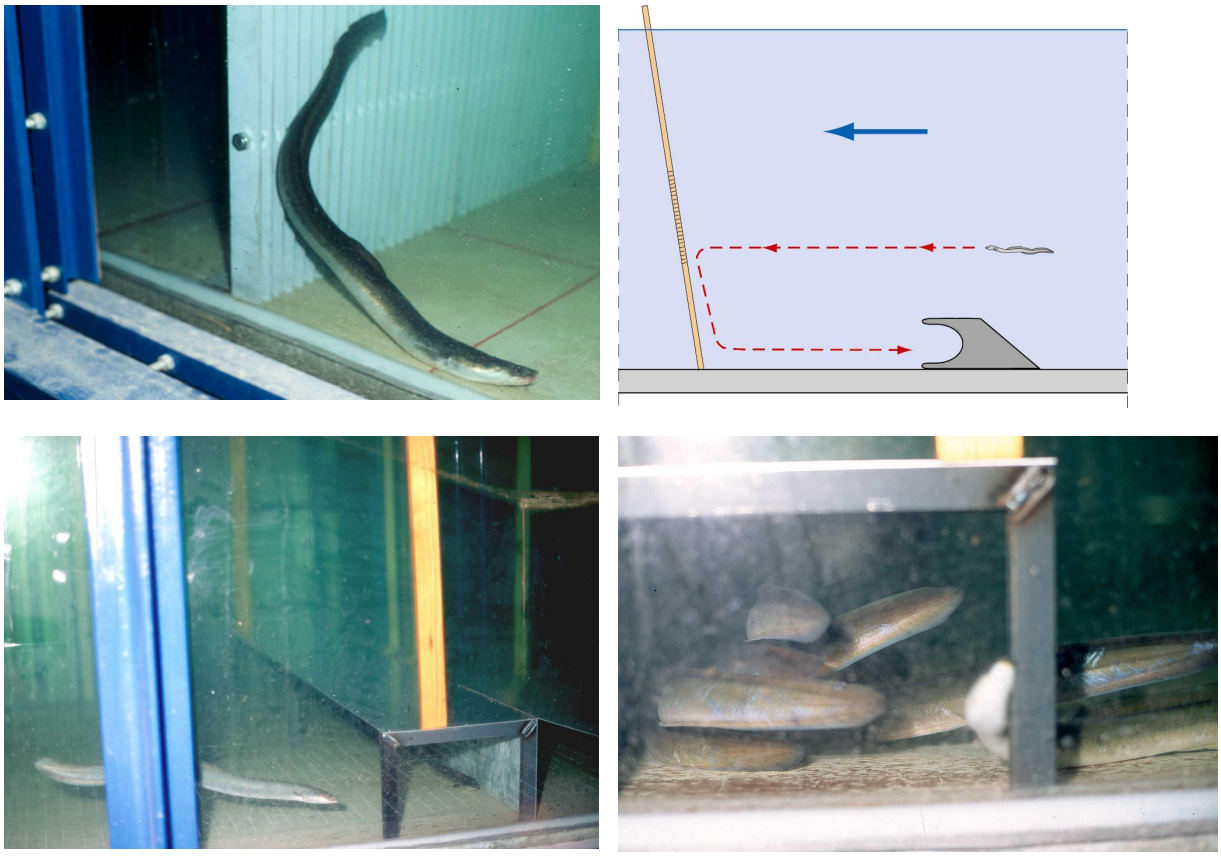


Abb. A.6: Eine gegen die Strömungsrichtung geöffnete Schwelle („Bottom Gallery®“), die die Aale zu einem seitlichen Bypass leitet (oben Gesamtansicht; unten Detail) EUROPÄISCHES PATENT DER ARBEITSGEMEINSCHAFT GEWÄSSERSANIERUNG (ADAM et al. 2002).

A.4
Bewertung von Abstiegsanlagen

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

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

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

- Vorhandensein einer Abwandereinrichtung

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

- Schädigungsgrad bei der Passage des Querbauwerks

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

- Schädigungsgrad durch ein Wasserkraftwerk oder ein Wasserentnahmebauwerk
  Weisen diese Anlagen geringe Schädigungsraten für Fische auf, die sie als Wanderkorridor nutzen?

Der komplexe Zusammenhang dieser vier Faktoren wird in Abb. A.1 und Tab. A.2 bis Tab. A.4 dargestellt und beschrieben. Basis der Bewertung sind die oben dargestellten fachlichen Grundlagen.

Im Einzelnen werden folgende Parameter bewertet:

- Großräumige Auffindbarkeit

An Wasserkraftstandorten wird die großräumige Auffindbarkeit auf der Basis der Abflussaufteilung bei MQ zwischen Wehr und Wasserkraftanlage bzw. den evtl. weiteren Wanderkorridoren eingeschätzt.

Zur Ermittlung der Gewichtung der Wanderwege beim Fischabstieg ist Abb. A.7 anzuwenden.

- Kleinräumige Auffindbarkeit

Die kleinräumige Auffindbarkeit der Abwandereinrichtungen wird in Bezug auf deren Position und Abflussanteil bewertet.

Bewertung gemäß Tab. A.2.

- Passierbarkeit und Schädigung beim Abstieg über das Wehr

Die Bewertung der flussabwärts gerichteten Passierbarkeit eines Wehres macht eine Aussage darüber, ob Fische das Wehr schadlos überwinden können. Hierzu ist eine ausreichende Überströmung von mindestens 10 cm erforderlich.

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

Bei Unterströmungen von Wehren treten in der Regel so große Strömungsgeschwindigkeiten auf, dass diese zu Schädigungen der Fische führen können. Daher stellen Wehrverschlüsse, die einen kleinen Spalt geöffnet sind, keinen effektiven Abwanderweg dar.

Für die Bewertung der flussabwärts gerichteten Passierbarkeit des Wanderkorridors über das Wehr ist die pessimale Bewertung der Passierbarkeit oder der Schädigung maßgebend.

Bewertung gemäß Tab. A.3.

- Schädigung beim Abstieg durch die WKA und Abwandereinrichtung

Die Schädigung bzw. Mortalität von Fischen bei der Passage durch die Wasserkraftanlage hängt vom Typ und den Abmessungen bzw. dem Betriebszustand der Turbine(n) sowie der Fischlänge ab.

Bewertung gemäß Tab. A.4.

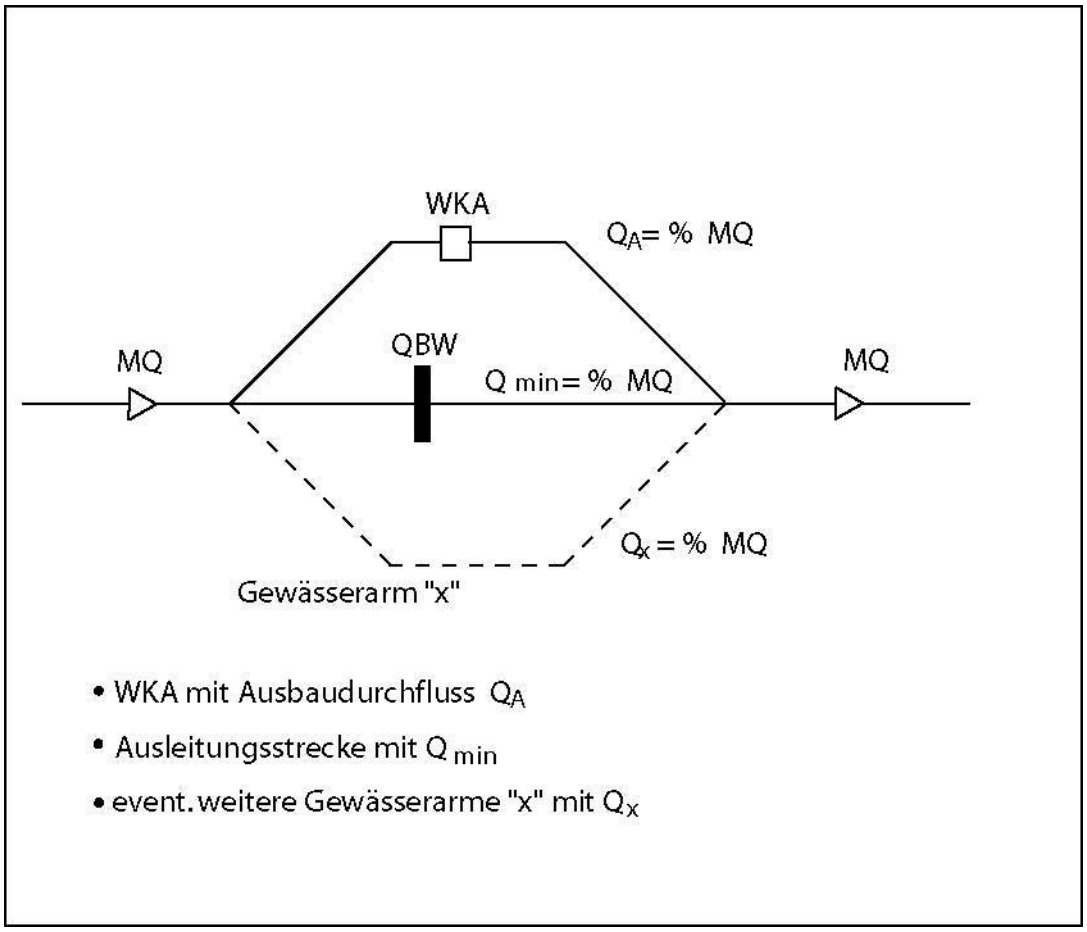


Abb. A.7: Abflussverteilung auf Gewässerarme bei MQ als Grundlage für die Gewichtung der Bewertung der einzelnen Abwanderkorridore

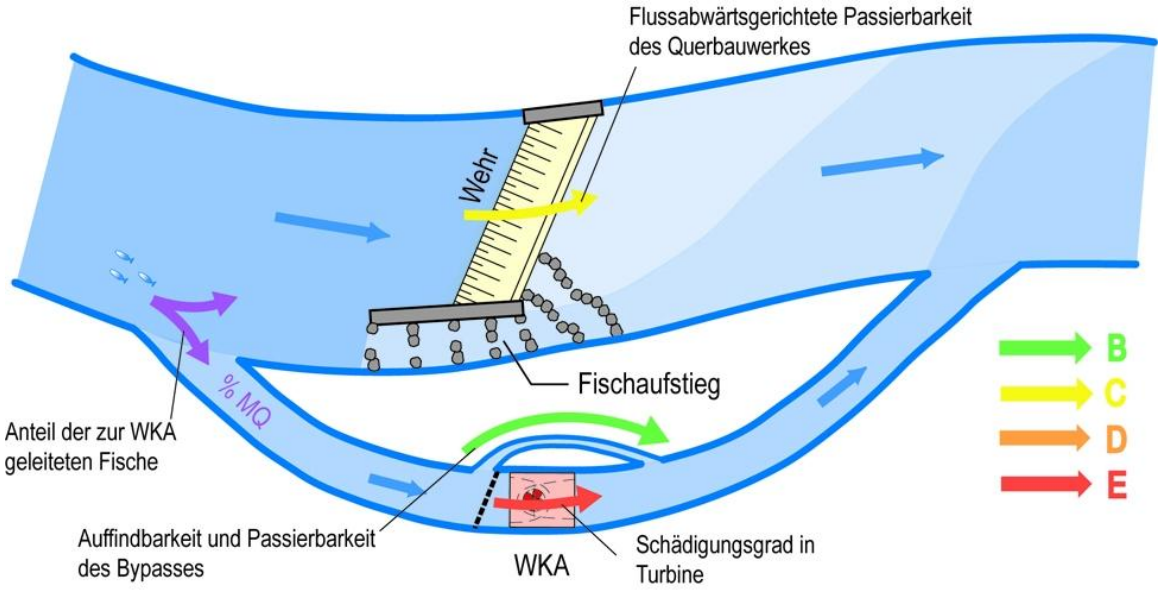


Abb. A.8: Beispiel für die Bewertung der Abwanderung von Fischen an einem Ausleitungskraftwerk

Gesamtbewertung der flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit am Standort

Für die Gesamtbewertung der flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit eines Standortes werden die Bewertungen der Einzelparameter aus Tab. A.2 bis Tab. A.4 zusammengestellt. Die Bewertungen der möglichen Abwanderkorridore werden mit dem Abflussanteil bei MQ entsprechend Abb. A.7 gewichtet.

Tab. A.2: Bewertung der *Kleinräumigen Auffindbarkeit* von Wanderkorridoren für die flussabwärts gerichtete Wanderung

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

Tab. A.3: Bewertung der *Passierbarkeit* von Querbauwerken und Ausleitungsstrecken für abwandernde Fische

Bewertungsstufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien
A	Keine Schädigung abwandemder Fische	Es ist kein Querbaubauwerk vorhanden.
B	Abwandernde Fische werden nur geringfügig geschädigt.	Absturzhöhe des Querbauwerkes geringer als 10 m UND ausreichendes Wasserpolster (mindestens ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser; keine Toskörper oder andere Strukturen, die abwandernde Fische gefährden. UND Passierbarkeit der Ausleitungsstrecke durch Mindestabfluss gemäß Stufe B in Anlage B, Tab. B.1 oder höher gewährleistet.
C	Abwandernde Fische werden mäßig geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 10 bis 15 m UND/ ODER unzureichendes Wasserpolster (weniger als ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser, um Schädigungen abwandernder Fische zuverlässig zu verhindern bzw. Toskörper oder andere Strukturen, die eine mäßige Schädigungsrate bewirken. ODER Mindestabfluss in Ausleitungsstrecke mindestens wie Stufe C in Anlage B, Tab. B.1.
D	Abwandernde Fische werden erheblich geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt 15 bis 20 m UND/ ODER unzureichendes Wasserpolster (wesentlich weniger als ¼ der Fallhöhe) im Unterwasser, um Schädigungen abwandernder Fische zuverlässig zu verhindern bzw. Toskörper oder andere Strukturen, die eine erhebliche Schädigungsrate bewirken ODER Wasserausleitung bis 100% MQ.
E	Abwandernde Fische werden sehr stark geschädigt.	Die Absturzhöhe des Querbauwerkes beträgt mehr als 20 m UND/ ODER im Unterwasser prallen die Fische auf feste Oberflächen oder Toskörper ODER Wasserausleitung bis 100% MQ.

Tab. A.4: Bewertung des *Fischschutzes* und der *Passierbarkeit von Bypasseinrichtungen* für abwandernde Fische

Bewer-tungs-stufe	Fischökologische Definition	Technische Kriterien Wasserkraft
A	Keine Schädigung abwandernder Fische.	Keine Wasserkraftnutzung
B	Abwandernde Fische werden nur geringfügig geschädigt. Die Populationen der diadromen und potamodromen Zielarten werden nicht gefährdet.	Mechanische Barriere vor Wasserkraftanlage mit Anströmgeschwindigkeit $v_a \leq 0{,}5$ m/s und lichter Stabweite d R ≤ 10 mm bei anadromen Zielarten ≤ 15 mm bei katadromen Zielarten ≤ 20 mm bei potamodromen Zielarten(1) UND Bypasseinrichtung für schädigungsfreie Passage zum Unterwasser ODER Wirksames Betriebsmanagement ODER Wasserkraftnutzung mit langsam drehendem Wasserrad, Wasserkraftschnecke oder vergleichbaren Maschinen mit geringer Schädigungsrate.
C	Abwandernde Fische werden mäßig geschädigt. Die Populationen der diadromen und potamodromen Zielarten werden gefährdet.	Mechanische Barriere vor Wasserkraftanlage mit Kaplan- oder Francis-Turbine mit großem Laufraddurchmesser und mäßiger Schädigungsrate, $v_a \leq 0{,}7$ m/s und d R entsprechend Stufe B ODER $v_a \leq 0{,}5$ m/s und dR ≤ 15 mm bei anadromen Zielarten ≤ 20 mm bei katadromen Zielarten ≤ 25 mm bei potamodromen Zielarten UND Bypasseinrichtung für schädigungsfreie Passage zum Unterwasser ODER Mäßig wirksames Betriebsmanagement
D	Abwandernde Fische werden erheblich geschädigt. Die Populationen der diadromen und potamodromen Zielarten werden erheblich gefährdet.	Mechanische Barriere vor Wasserkraftanlage mit Kaplan- oder Francisturbine mit kleinem Laufraddurchmesser und erheblicher Schädigungsrate, $v_a \leq 1{,}0$ m/s und d R entsprechend Stufe C ODER $v_a \leq 0{,}7$ m/s und dR ≤ 20 mm bei anadromen Zielarten ≤ 20 mm bei katadromen Zielarten ≤ 40 mm bei potamodromen Zielarten UND keine Bypasseinrichtung ODER Schlecht wirksames Betriebsmanagement
E	Sehr starke Schädigung abwandernder Fische. Populationen der diadromen und potamodromen Zielarten können nicht überleben.	Keine wirksamen Fischschutzeinrichtungen vor der Wasserkraftanlage, kein Bypass, kein bzw. kein wirksames Betriebsmanagement UND Wasserkraftnutzung mit sehr hoher Schädigungsrate mit Francis-Spiral-, Durchström- oder Peltonturbine.

(1) Bei potamodromen Zielarten, deren Population gefährdet ist, richtet sich die lichte Stabweite nach den Anforderungen dieser Arten. Fachlich wird aktuell die generelle Forderung nach einem 15 mm Rechen diskutiert (vgl. Hessen)

Tab. A.5: Gesamtbewertung der flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit

Fall	Wanderkorridor	Passierbarkeit des Querbauwerks (Tab. A.3)	Kleinräumige Auffindbarkeit des Abwanderkorridors (Tab. A.2)	Fischschutz und Passierbarkeit des Abwanderkorridors (Tab. A.4)	→	Bewertung für Abwanderkorridor	Gewichtung Abwanderkorridor
1	Betriebskanal Bypass an WKA				Bewertung der Abwanderkorridore nach pessimalem Parameter		Ggf. Gewichtung entsprechend Abflussverteilung bei MQ (Abb. A.7)
2	Mutterbett = Ausleitungsstrecke						
3	Ggf. weitere Wanderkorridore (z.B. Gewässerarme)						

→ Gesamtbewertung: Flussabwärts ger. Durchgängigkeit des Standortes

B
Mindestabfluss in Ausleitungsstrecken

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

Sie hat charakteristische Auswirkungen:

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

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

B.1
Der Mindestabfluss im Kontext des Bewertungssystems

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

Das Bewertungshandbuch geht zunächst von der Tatsache aus, dass die Besiedlung von Ausleitungsstrecken, speziell durch Fische, grundsätzlich von derjenigen unbeeinflusster Fließstrecken abweicht. Durch das Standardverfahren (Kap. C.2) wird sichergestellt, dass in jedem Mutterbett zumindest die Mindestanforderungen der Wirbellosenfauna erfüllt werden. Zusätzlich wird jedoch die Frage gestellt:

Wie müssen Ausleitungsstrecken hinsichtlich Struktur, Mindestabfluss und Aufstiegsanlage beschaffen sein, damit die Auswirkungen dieser lokalen Lebensraumveränderung den angestrebten guten ökologischen Zustand des gesamten Gewässers nicht wesentlich verschlechtern?

Entscheidende Bedeutung hat dabei die Durchgängigkeit der genutzten Strecke (Ausleitungstrecke – Betriebsgräben – Aufstiegshilfen). Die lokale Besiedelbarkeit tritt somit gegenüber der Durchwanderbarkeit an Bedeutung zurück, weil vor allem die Unterbrechung der Durchgängigkeit Auswirkungen auf das gesamte Flussgebiet entfaltet.

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

- Das Ausleitungskraftwerk ist mit einer Fischaufstiegsanlage ausgestattet, der Wanderkorridor verläuft somit durch die Betriebsgräben. In diesem Falle findet das Standardverfahren gemäß Kap. C.2. Anwendung.

- Die stromaufwärts gerichtete Durchwanderbarkeit muss über das Mutterbett und das Ausleitungswehr und eine dort platzierte Fischaufstiegsanlage gewährleistet werden. In diesem Fall erfolgt die Festlegung der Mindestabfluss auf der Basis einer Einzelfalluntersuchung.

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

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

B.2
Standardverfahren für Ausleitungsstrecken als Nicht-Wanderkorridor

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

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

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

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

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

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

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

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

Ein erhöhter Orientierungswerte ist erforderlich bei gewässerökologisch empfindlichen Strecken.

Tab. B.1: Orientierungswerte zur Festlegung des Mindestabflusses

ORIENTIERUNGWERTE FÜR DEN MINDESTABFLUSS		
Einzugsgebietsgröße	Standard-Orientierungswert	Erhöhter Orientierungswert
20 – 50 km²	0,5 MNQ	0,6 MNQ
> 50 km²	0,33 MNQ	0,5 MNQ

d. Zu- und Abschläge

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

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

B.2.1 Schema zur Ermittlung des Mindestabflusses

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

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

Grundsätzlich gilt:

Mindestabfluss = Orientierungswert x (1 + Summe der Zu- und Abschläge)

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

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

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

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

\+ = Zuschlag von je ca. 5 bis 10 % zum Orientierungswert
0 = kein Zu- oder Abschlag
\- = Abschlag von je 5 bis 10 % zum Orientierungswert
*) = Sohlenparameter gemäß Gewässerstrukturgütekartierung