

Kerle Franz, Giesecke Jürgen, Zöllner Frank und Kopecki Janina

Gewässerökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb einer Kleinwasserkraftanlage

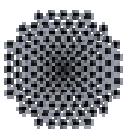


Hauptbericht (Band I)

für das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte Projekt
DBU-Kennnummer **16534**



Wissenschaftlicher Bericht WB 16/03



Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau
Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft
Prof. em. Dr.-Ing. habil. Dr.-Ing. E. h. Jürgen Giesecke
Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart, Tel.: 0711 / 685-4774
Kontaktadresse: franz.kerle@iws.uni-stuttgart.de

28. Februar 2003

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	5
2	Einführung	7
3	Gewässerschutz und Wasserkraft	10
3.1	<i>Zustand der Fließgewässer</i>	10
3.2	<i>Ausleitungskraftwerke</i>	11
4	Die Elz und ihr Einzugsgebiet	13
4.1	<i>Naturraum und Klima</i>	13
4.2	<i>Gewässernetz, Fluss- und Talmorphologie</i>	13
4.3	<i>Wasserkraftnutzungen</i>	14
5	Wasserkraftanlage und Untersuchungsstrecken	16
5.1	<i>Lage und räumliche Abgrenzung</i>	16
5.2	<i>Wasserrechtliche Auflagen</i>	17
5.3	<i>Anlagenteile und Kenndaten</i>	17
6	Hydromorphologie	20
6.1	<i>Natürliches Wasserdargebot</i>	20
6.2	<i>Mindestwasser- und Stauregelung</i>	21
6.3	<i>Gewässermorphologie und Hydraulik</i>	23
7	Physikalisch-chemische Faktoren	27
7.1	<i>Untersuchungsrahmen und Methoden</i>	27
7.2	<i>Ergebnisse und Diskussion</i>	27
8	Aquatische Vegetation	29
8.1	<i>Untersuchungsrahmen und Methodik</i>	29
8.2	<i>Ergebnisse und Diskussion</i>	29
9	Makrozoobenthos	31
9.1	<i>Quantitative Benthosbeprobungen</i>	31
9.2	<i>Benthos-Habitatmodellierung</i>	32
9.3	<i>Diskussion</i>	33
10	Fische	35
10.1	<i>Fischregion und potentielle Fischfauna</i>	35



10.2	<i>Quantitative Elektro-Befischungen</i>	36
10.3	<i>Fischhabitatmodellierung</i>	38
10.4	<i>Ökologische Durchgängigkeit</i>	40
10.5	<i>Diskussion und Schlussfolgerungen</i>	41
11	Synthese und Empfehlungen	43
11.1	<i>Ökologische Auswirkungen</i>	43
11.2	<i>Gesamtschau</i>	44
11.3	<i>Anlagen- und betriebspezifische Empfehlungen</i>	44
12	Fazit und Ausblick	47
12.1	<i>Wesentliche Erkenntnisse</i>	47
12.2	<i>Verbreitung des Wissens und Öffentlichkeitsarbeit</i>	47
12.3	<i>Forschungs- und Entwicklungsbedarf</i>	48
13	Danksagung	50
14	Literaturverzeichnis	51

Begriffe und Definitionen

Ausleitungsstrecke:	Die Ausleitungsstrecke ist der Abschnitt des Flussbetts zwischen dem Entnahmebauwerk oder Wehr und der Wiedereinleitung des Triebwassers.
Adult:	Erwachsen, geschlechtsreif.
Allochthon:	Nicht im betrachteten Lebensraum entstanden.
Anadrome Fische:	Fische, die teilweise oder hauptsächlich im Meer heranwachsen (z. B. Lachs)
Authochton:	Im betrachteten Lebensraum entstanden
Benthal:	Lebensraum der Gewässersohle.
Benthos, benthisch:	Lebensgemeinschaft der an der Gewässersohle lebenden Organismen.
Biotop:	Lebensraum einer Biozönose.
Biozönose:	Lebensgemeinschaft von Organismenarten, die untereinander und mit der Umwelt in Wechselwirkung stehen.
Choriotop:	Teillebensraum, der einem gewissen Strukturtyp (z. B. Steine, Kies, Sand, Totholz etc.) zugeordnet ist. Die Choriotope einer Gewässerstrecke sind meist mosaikartig miteinander verflochten.
Detritus:	Abgestorbenes, in Zersetzung befindliches, bakterielles und/oder pflanzliches bzw. tierisches Material, z. B. Falllaub.
Euryök:	Wenig anspruchsvoll gegenüber verschiedenen Umweltfaktoren.
Fischregion:	Einteilung des Fließgewässerlängsverlaufes nach den Lebensräumen charakteristischer Fischarten.
Fuzzy-Logik:	Mathematischer Ansatz zur Behandlung unscharfer Mengen.
Habitat:	Lebensraum einer Art.
Invertebraten:	Wirbellose (Tierarten), d. h. alle Tiere außer den Wirbeltieren.
Juvenil:	Jugendlich, noch nicht geschlechtsreif.
Lenitisch:	Schwach durchströmt.
Limnobiont:	Ausschließlich geringe Strömung bevorzugend, d. h. streng → limnophil.
Limnophil:	Stillwasser liebend.
Lotisch:	Stark durchströmt.
Makrophyten:	Mit freiem Auge in der Regel bis auf das Artniveau bestimmbare Wasserpflanzen mit funktionell gegliedertem Sprossaufbau (Blütenpflanzen, Moose, fädige Grünalgen).
Makrozoobenthos:	Sammelbezeichnung für Tiere, die den Gewässerboden bewohnen und zumindest in einem Lebensstadium mit freiem Auge sichtbar sind, i.a. > 1 mm.
Migration:	Zielgerichtete Wanderungsbewegungen.
Ökologische	

Funktionsfähigkeit:	Basis dafür, dass die natürlich im Gewässersystem vorkommenden Tier- und Pflanzenarten eines Gewässernetzes autochthone Bestände ausbilden können. Die Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit bedeutet die langfristige autochthone Bestandssicherung.
Ökosystem:	Gesamtheit aus → Biozönose und → Biotop.
Pool:	Vertiefung in der Gewässersohle.
Rheobiont:	Ausschließlich starke Strömung bevorzugend, d. h. streng → rheophil.
Rheophil:	Strömungsliebend.
Rhithral:	Sommerkalte, steinig-kiesige Zone eines Fließgewässers, Sommertemperaturen <20°C, entspricht im Wesentlichen der Salmonidenregion.
Riffle:	Schnelle, Rausche.
Salmoniden:	Die Gruppe der forellenartigen Fische.
Saprobienindex:	Aus Indikatororganismen berechneter Wert zur Beurteilung der organischen Belastung und biologisch-chemischen Gewässergüte.
Stagnophil:	Stillwasser liebend.
Talweg:	Ausgeglichene Verbindungslinie der tiefsten Punkte benachbarter Querschnitte.
Taxa:	Unter dem Begriff „Taxa“ werden taxonomisch unterschiedliche Einheiten der biologischen Systematik zusammengefasst. Die Taxaliste beinhaltet neben Arten auch Gattungen, Unterfamilien, Familien usw., sofern die taxonomische Bestimmung nicht bis auf das Artniveau erfolgen kann.
WUA:	Weighted Usable Area = gewichtete geeignete Fläche; integraler Rechenwert zur qualitativen und quantitativen Beurteilung der Habitateignung eines Gewässerabschnittes.

1 Zusammenfassung

Die vorliegende Studie befasst sich mit dem Thema Gewässerschutz und Wasserkraft. Sie ist Resultat eines durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) unter dem Titel „Gewässerökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb einer Kleinwasserkraftanlage“ (Az: 16534) geförderten dreijährigen Vorhabens. Ziel war es, an einem realen Praxisbeispiel demonstrativ zu überprüfen, ob mittels optimierter Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen auch bei erhöhten gewässerökologischen Ansprüchen eine verträgliche Kleinwasserkraftnutzung möglich ist. Gleichzeitig sollte die Fallstudie als Basis für die praktische Erprobung und Weiterentwicklung des DBU geförderten Simulationsmodells CASIMIR dienen.

Die Studie wurde an einem zwei Kilometer langen Flussabschnitt der Elz im Südschwarzwald, einem Seitengewässer des Südlichen Oberrheins, durchgeführt. Die Wasserkraft Volk AG (WKV) begann hier im Frühjahr 1999 mit dem Bau eines 320 kW-Ausleitungskraftwerkes. Die Anlage ging im Frühjahr 2000 in Betrieb. Um unvermeidliche Auswirkungen auszugleichen, wurden parallel zum Kraftwerksbau vier künstliche Fischwanderhindernisse (ehemalige Wiesenbewässerungswehre, Pegelabsturz) durchgängig umgestaltet. Sowohl vor, während, als auch nach Bau und Inbetriebnahme der Anlage erfolgte ein quantitatives physiko-chemisches, hydromorphologisches und biologisches Monitoring. Dabei wurden der Staubereich, die Ausleitungsstrecke sowie eine unbeeinflusste Referenzstrecke eingehend untersucht. Begleitend wurden computergestützte hydraulische und ökologische Modellierungen durchgeführt.

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen für die freifließenden Abschnitte der Ausleitungsstrecke bislang keine bzw. nur geringe anlagenbedingten Veränderungen: Dies belegen übereinstimmend die chemisch-physikalischen Messungen, die hydromorphologischen Erhebungen, die quantitativ-biologischen Beprobungen als auch die durchgeführten Habitat-Modellierungen für ausgewählte Taxa der Wirbellosen und der Fische. Die Habitatmodellierungen ergaben für die Laich- und Jungfischhabitate der Leitfischart Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) sowie für fast alle Alterstadien der Kleinfische Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Koppe (*Cottus gobio*) günstigere Bedingungen infolge der Wasserentnahme. Für adulte Bachforellen weist die Modellierung lokal gute, auf die gesamte Ausleitungsstrecke betrachtet jedoch eine phasenweise deutliche Abnahme der Lebensraum-Eignung aus. Die Elektro-Befischungen zeigen bislang keine signifikanten Veränderungen im Aufbau und Struktur der Fischbestände. Es lässt sich anhand der Modellierung zeigen, dass durch zusätzliche Renaturierungsmaßnahmen, z. B. durch die Entwicklung von naturnahen Uferbereichen (Schaffung von neuen Fischeinständen), dieser Rückgang weiter kompensiert werden könnte. So wurden durch die Renaturierungen im Bereich der Wiesenbewässerungswehre lokal bereits zusätzliche Bachforellen-Standplätze geschaffen. Der festgesetzte Mindestabfluss reicht für den Erhalt des gewässertypischen benthischen und aquatischen Lebensraumes aus. Die künstlich bereits vor Bau der Anlage rückgestauten Strecken haben sich weiter vom gewässerspezifischen Leitbild entfernt. Hier kommt es zu verstärkten Sandablagerungen und zu einer Zunahme der als untypisch eingestuftten Algendominanz. Durch den Umbau der Wanderhindernisse ist die Elz bei Bleibach nach fast 300 Jahren flussauf erstmals wieder ganzjährig durchgängig. Die vorhandenen Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen am Entnahmebauwerk entsprechen dem Stand der Technik und wurden in ihrer Wirksamkeit bislang nicht im Detail untersucht.

Resümierend lässt sich feststellen, dass das prioritäre Schutzziel - der Erhalt der ökologischen Funktionsfähigkeit - dank effizienter Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen bis ca. zwei Jahre nach Inbetriebnahme der Anlage erreicht ist. Der Anlage der Firma Wasserkraft Volk AG wird entsprechend den Untersuchungsergebnissen ein anlagentypspezifisch hoher Umweltstandard bescheinigt.

Weitere ökologische Optimierungen sollten mit den Behörden abgestimmt und vom Betreiber proaktiv verfolgt werden. So lassen sich an den beiden halbtechnischen Fischpässen durch einfache ergänzende Maßnahmen Verbesserungen für schwimm- und sprungschwache Fischarten erzielen

und die Lockströmungsverhältnisse in die Ausleitungsstrecke, am Zusammenfluss mit dem Unterwasserkanal, verbessern. Es wird weiter vorgeschlagen, die konstante Mindestwasserabgabe zu dynamisieren und die technische Machbarkeit sowie die ökologischen, energie- sowie betriebswirtschaftlichen Auswirkungen in einer Pilotphase zu erproben. Angeregt wird auch eine Ökostrom-Lizenzierung mit dem, an umfassenden gewässerökologischen Kriterien orientierten Schweizer Stromlabel „naturemade star“. Dieses beinhaltet, einen Automatismus zur Mitfinanzierung von kontinuierlichen Gewässerverbesserungsmaßnahmen im Umfeld oder im Einzugsgebiet der Anlage. Ein Teil der Wertschöpfung aus der Elz könnte so über die gesamte 50 jährige Betriebszeit der Wasserkraftanlage, in übertragenem Sinne, in die Elz „zurückfließen“ und bei der Umsetzung der WRRL helfen. Über höhere Stromgestehungskosten aus der Ökostrom-Vermarktung ließe sich z.B. der Rückbau der Uferbefestigungen in der Ausleitungsstrecke finanzieren.

Für die zukünftige Gewässerentwicklung und die Akzeptanz der Wasserkraftanlage kommt der dauerhaften Sicherstellung der Mindestwasserregelung sowie einer fortwährenden Funktionsüberwachung der Fischaufstiege eine überragende Rolle zu. Mit der mittel- bis langfristig angestrebten Rückkehr des atlantischen Lachses (*Salmo Salar*) wird die Fischabstiegsproblematik auch in der Elz zunehmend an Bedeutung gewinnen. Sollten sich gravierende Probleme beim Fischabstieg zeigen, sind zur gegebenen Zeit Nachbesserungen an der Rechenanlage erforderlich.

Im Rahmen der Studie wurde das Simulationsmodell CASIMIR erprobt, optimiert und weiterentwickelt. CASIMIR hat sich dabei als überaus hilfreiches Analyse- und Prognosewerkzeug erwiesen. Das verfolgte Oberziel, ein praxistaugliches Hilfsmittel für eine ökologisch abgestimmte Maßnahmenplanung in Fließgewässern bereitzustellen, wurde damit zwischenzeitlich erreicht. Die gewonnene Datenbasis bietet eine gute Vorraussetzung für die mittelfristige Validierung und Weiterentwicklung des Modells.

2 Einführung

Ausgangssituation. Mit der Verabschiedung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) im Dezember 2000 hat die Europäische Gemeinschaft auf den fortschreitenden Verlust der natürlichen Gewässerfunktionen reagiert. Die WRRL gilt als konkretes Umsetzungsprogramm für den in Rio 1992 eingeleiteten Paradigmenwechsel hin zu einer nachhaltigen Entwicklung (*Sustainable Development*). Für die Wasserwirtschaft stellt die WRRL als „Meilenstein der Wasserpolitik“ einen ökologisch integrativen und an Nachhaltigkeits-Prinzipien orientierten Ordnungsrahmen dar. Die WRRL wird in Europa den Umgang mit den Gewässern in den ersten drei Dekaden des 21. Jahrhunderts voraussichtlich maßgeblich verändern und prägen. Gerade auch die Wasserkraftnutzung an Bächen und Flüssen wird von den anstehenden Umwälzungen erfasst werden.

Konkret haben sich die Mitgliedstaaten der EU mit der WRRL rechtlich verpflichtet durch abgestimmte Maßnahmenpläne bis Ende 2015 (in begründeten Ausnahmen bis Ende 2027) für alle Gewässer der Europäischen Union einen zumindest „guten ökologischen Zustand“ herzustellen. Mit der WRRL gilt damit zukünftig nicht nur ein ökologisches Verschlechterungsverbot, sondern das Verbesserungsgebot. Als Maßstab für den ökologischen Zustand wird vorrangig die aktuelle Gewässerbiozönose (Fische, Makrozoobenthos, Wasserpflanzen, Algen) im Vergleich mit natürlichen, anthropogen unbeeinträchtigten Referenzvorkommen herangezogen. Hydromorphologische (Wasserhaushalt, Durchgängigkeit, Morphologie) und chemisch-physikalische Merkmale können, soweit hilfreich, unterstützend für die Zustandsbeurteilung verwendet werden. Bei bereits erheblich veränderten Gewässern (*heavily modified water bodies*) muss zumindest ein „gutes ökologisches Potential“ verwirklicht werden. Nach welchen Kriterien erheblich von nicht erheblich veränderten Gewässern unterschieden werden und mit welcher Methodik das ökologische Potential bei erheblich veränderten Gewässern zu ermitteln ist, ist bislang allerdings noch offen. Ein weiteres Novum der WRRL stellt die Tatsache dar, dass der Planungsraum nicht mehr ein sektoraler, wie auch immer abgegrenzter Raumausschnitt ist, sondern zukünftig immer das gesamte Flussgebiet als natürlich abgegrenzte Raumeinheit.

Die zukünftige Entwicklung der Kleinwasserkraft ist in Deutschland und Europa im Lichte dieses sich wandelnden wasserwirtschaftlichen Verständnisses schwer einschätzbar. Strom aus kleinen Wasserkraftwerken steht dezentral zur Verfügung, ist regenerativ und im Vergleich mit anderen Energieträgern emissions- und schadstoffarm. Die relativ einfache und bewährte Technik bietet unbestreitbare Vorteile, insbesondere auch im Hinblick auf die lokale Energieversorgung in wasserreichen Drittweltländern. Kleine Wasserkraftanlagen (installierte Leistung < 500 kW) werden in Deutschland durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) deshalb aktiv unterstützt. Andererseits stehen gerade kleine Wasserkraftanlagen seit Jahren pauschal im Ruf, dass sie bei mitunter schwerwiegenden fließgewässerökologischen Eingriffen in der Summe doch nur den berühmten „Tropfen auf den heißen Stein“ zur angestrebten Energiewende beitragen können. Neue Ausleitungskraftwerke in naturnahen Flussabschnitten oder solchen mit einem großen ökologischen Potential, wie im hier untersuchten Falle, waren deshalb bereits vor Inkrafttreten der WRRL nur unter strengen Auflagen oder im Ausnahmefall, z.B. bei höherem öffentlichem Interesse, genehmigungsfähig.

Zukünftig werden Wasserkraft-Vorhaben voraussichtlich verstärkt darauf geprüft, ob sie mit den Zielsetzungen der WRRL konform sind. Bei der Verlängerung von abgelassenen Betriebsgenehmigungen scheinen einvernehmliche Lösungen durch ökologische Anlagenoptimierungen möglich. Die Reaktivierung stillgelegter und insbesondere der Neubau von Wasserkraftanlagen ist aber insofern kritisch, als dies unweigerlich mit neuen, d.h. weiteren Eingriffen in die Fließgewässer verbunden ist.

Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Vor dem oben skizzierten Hintergrund stellt sich heute verstärkt die Frage, ob mittels effektiven und kohärent abgestimmten Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen der Bau und Betrieb von umweltoptimierten, kleinen Wasserkraftanlagen ohne gewässerökologische Verschlechterungen oder gesamtökologisch sogar Verbesserungen möglich sind. Um zu belastbaren Antworten zu kommen, sind vergleichende Vorher-Nachher-Untersuchungen an realen, umweltoptimierten Wasserkraftprojekten nötig. Quantifizierende Untersuchungen der biotischen und abiotischen Veränderungen, welche auch Wirkungen der Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen berücksichtigen, wurden in Bezug auf Kleinwasserkraftanlagen und den damit verbundenen spezifischen Fragestellungen bislang aber kaum durchgeführt. Diese sehr dünne Faktenlage ist sicher auch ein Grund dafür, weshalb über die gewässerökologischen Auswirkungen der Kleinwasserkraftnutzung, je nach Interessenlage oder vorgeprägter Meinung, oft pauschalierend und ohne Zwischentöne diskursiv argumentiert wird. Hier besteht praktischer Forschungsbedarf.

Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht aber auch auf methodischer Seite, insbesondere bei der Entwicklung von vertrauenswürdigen computergestützten und prognosefähigen Umweltsimulationsmodellen. Die Fortschritte der Informationstechnologie bieten hier neue, wertvolle Möglichkeiten für eine vorrausschauende Planung, aber auch für die anstehenden Fragestellungen in Zusammenhang mit der WRRL (z.B. simulationsgestützte Ermittlung des ökologischen Potentials). Am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart (IWS) befindet sich hierzu bereits seit Anfang der 90er Jahre das DBU geförderte Simulationsmodell CASIMIR (vgl. JORDE 1997, SCHNEIDER 2001) in Entwicklung. CASIMIR umfasst derzeit Einzelmodule zur Simulation des hydromorphologischen Gewässerzustands, der Fisch-, Makrozoobenthos- und Wasserpflanzen-Lebensräume (Habitats) sowie ein Modul zur Simulation von Energieproduktion und Betriebsweise einer Wasserkraftanlage. Mit dem Modell lassen sich u.a. ökologische, aber auch fischereiwirtschaftliche Auswirkungen verschiedener Aufstau-, Entnahme- und strukturgestaltender Maßnahmen szenarien quantitativ vorhersagen und damit vergleichbar machen. Die Prognosen für die Habitatentwicklung sind plausibel und korrelieren gut mit den jeweils aktuell im Gewässer vorgefundenen Situationen, allein eine Überprüfung bzw. Validierung in Hinblick auf die tatsächliche mittelfristige ökologische Entwicklung war bislang wegen der fehlenden Datenlage nicht möglich. Hierzu sind ebenfalls quantitative Datenreihen über einen längeren Entwicklungszeitraum erforderlich.



Abb. 2.1: Die energieautarke „Zukunftsfabrik“ der Wasserkraft Volk AG in Bleibach nutzt seit Mai 2000 die Wasserkraft der Elz um Turbinen und komplette Ausrüstungen für andere Wasserkraftanlagen zu produzieren.

Untersuchungsrahmen und Ziele. Die oben skizzierten Problemstellungen werden in der vorliegende Studie aufgegriffen: An der Elz im Südschwarzwald entstand 1999 ein neues 320 kW-Ausleitungskraftwerk. Das Kraftwerk ist Bestandteil einer rein auf regenerativen Energien basierenden (Sonne, Erdwärme, Wasser), mit nachwachsenden Baustoffen (Holz) und modernster Energieeinspar- und Umwelttechnik gestalteten Turbinenfabrik. Die WKV in Bleibach /

Gutach nutzt die Wasserkräfte der Elz zur Deckung des Strombedarfs und gleichzeitig zum Test und zur Demonstration ihrer im Hause hergestellten Turbinen und Anlagenteile. Im Vorfeld des Neubaus bestanden große gewässerökologische Bedenken gegen den Standort, eingeschlossen die bauliche Grundkonzeption der Anlage, als Ausleitungskraftwerk mit relativ langer Ausleitungsstrecke und Druckrohrleitung. Die Genehmigung der Anlage war deshalb mit besonderen Auflagen für die Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen verbunden.

Federführend durch das Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart wurde eine fachübergreifende ökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb der Kleinwasserkraftanlage durchgeführt. Ziele der Untersuchung waren wie folgt festgelegt:

- Überprüfung der festgelegten Mindestwasserregelung hinsichtlich der Sicherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Elz, ggf. Ausarbeitung ergänzender Vorschläge für die Betriebsweise der WKA.
- Überprüfung anhand eines „Demonstrationsprojektes“, ob mit dem Bau und Betrieb einer neuen Kleinwasserkraftanlage unter Einbeziehung verschiedener Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen eine fließgewässerökologisch neutrale oder positive Bilanz erzielt werden kann.
- Verbesserung und weitere praktische Etablierung des am IWS entwickelten Simulationsmodells CASIMIR. Dabei wird das Oberziel verfolgt, den erforderlichen Datenerhebungs- und Modellieraufwands kontinuierlich zu reduzieren und den Aussageradius der verschiedenen Modellkomponenten weiter zu steigern.
- Erweiterung der Grunddatenbasis für die fortwährende Entwicklung sowie die Eingrenzung der Modellunsicherheiten und Aussageschärfe von CASIMIR bzw. den zugrundeliegenden Modelltheorien, empirischen Parametern und Regelwerken.

Sowohl vor als auch nach Bau- und Inbetriebnahme erfolgten hierzu limnologische, hydraulisch-morphologische und biologische Erhebungen in der Elz. Begleitend dazu wurde das Simulationsmodell CASIMIR angewendet und weiterentwickelt. Die Studie ist als Teil eines längerfristig ausgelegten Monitoring konzipiert, welches Erhebungen nach 2 Jahren, 5 Jahren und 10 Jahren der Wasserkraftnutzung vorsieht. Durch diese spezielle Situation ist die Möglichkeit zur Validierung der modellbasierten Aussagen, auch im mittelfristigen Zeitrahmen gegeben.

Kooperationspartner. An der Durchführung des Projektes waren im Auftrag des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart das Institut für Zoologie, Universität Hohenheim (Fachdisziplin Fischökologie, Dr. Berthold M. Kappus, Dr. Jürgen Böhmer) sowie die Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie ALAND, Karlsruhe (Fachdisziplin Limnologie, Dr. Ulrike Fuchs, Dr. Rolf Bostelmann) beteiligt. Die WKV stellte Planunterlagen zur Verfügung und beauftragte das Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz, ILN Bühl, mit Untersuchungen der Ufervegetation sowie der Laufkäfer- und Libellenfauna. Von der Gewässerdirektion Offenburg wurden Pegeldata zur Verfügung gestellt. Mit dem Landratsamt Emmendingen (Herrn Jeworowsky) wurden wichtige Randbedingungen für die Untersuchung abgestimmt.

Aufbau der Studie. Im vorliegenden Hauptbericht werden zunächst die grundsätzliche Umweltproblematik von Ausleitungskraftwerken skizziert sowie potentielle Maßnahmen zur Eingriffsminimierung kurz aufgezeigt. Inhaltlicher Schwerpunkt liegt auf der Darstellung und Diskussion der orts- und anlagenspezifischen Randbedingungen sowie den Methoden und Ergebnissen der durchgeführten Untersuchungen. Teilergebnisse und Ergänzungen zu den untersuchten Einzelaspekten finden sich im beigegeführten Anlagenband (Band II).

Aus der Synthese der erzielten Einzelaussagen werden schließlich anlagenspezifische Schlussfolgerungen und Empfehlungen abgeleitet. Die aus Mitteln der WKV extern finanzierten Untersuchungsergebnisse lagen wegen eines anderen Monitoring-Zeitrasters zum Abschluss des DBU-Projektes noch nicht vollständig vor und sind deshalb nicht in der Gesamtbetrachtung berücksichtigt.

In einem abschließenden Fazit werden die gewonnenen Erkenntnisse aus der Untersuchung reflektierend dargestellt, offen gebliebene oder neu aufgetauchte Fragen diskutiert sowie das geplante weitere Vorgehen bezüglich Wissensverbreitung und Wissensvertiefung umrissen.

3 Gewässerschutz und Wasserkraft

3.1 Zustand der Fließgewässer

Regelmäßige Berichte über Pilztreiben, Schaumberge und Massenfischsterben in Flüssen gehören in Mitteleuropa - der Abwasserreinigungstechnik sei Dank - der Vergangenheit an. Der Rhein, im boomenden Nachkriegsdeutschland zur „Kloake der Nation“ verkommen, ist wieder sauber. So sauber, dass auch anspruchsvolle und lange Zeit verschollen geglaubte Fischarten wieder vermehrt auftauchen. Bis auf den Aal können heute alle Rheinfische wieder bedenkenlos und genüsslich verzehrt werden. Mit den Errungenschaften der Gewässerreinigung traten gleichzeitig andere, bis dato durch die „Abwasserkatastrophe“ überprägte, hydromorphologisch bedingte Strukturdefizite zutage. Diese hängen ursächlich mit den vielen und durch die Nutzungsansprüche motivierten wasserbaulichen und wasserwirtschaftlichen Eingriffe der zurückliegenden Jahrhunderte zusammen (Verdohlungen, Begradigungen, Ausbau, Hochwasserfreilegung der Auen, Wasserentnahme, Aufstau etc.).

Beispiel Oberrhein und Südschwarzwald. Wie umfassend die natürlichen Fließgewässerstrukturen, Abfluss- und Geschiebeverhältnisse auch im Südwesten Deutschlands, dem geografischen Fokus dieser Studie, menschlich verändert sind, zeigen z.B. die Erhebung durch die Landesanstalt für Umweltschutz von 1992/93 (vgl. Abb. 3.1): Rund 50 % der bis dato in Baden-Württemberg nach

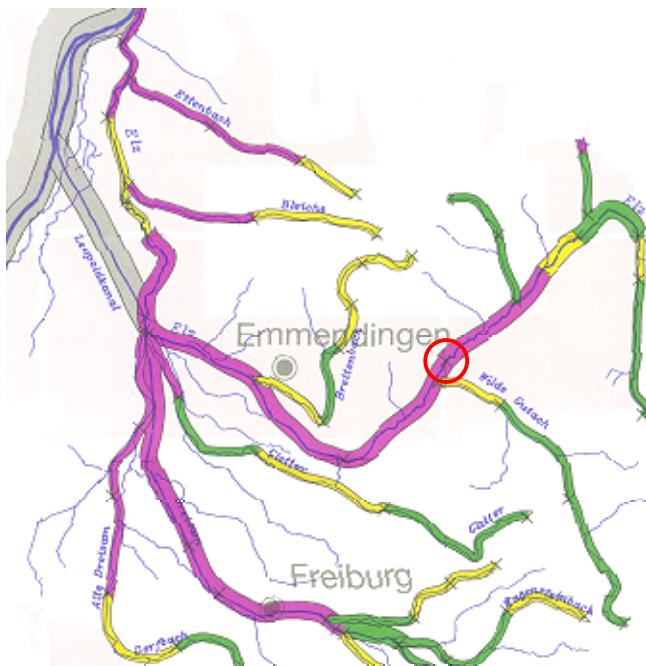


Abb. 3.1: Ausschnitt aus der morphologischen Zustandskarte der Fließgewässer, Stand 1992/93 (LfU 1993). Die Elz und die Dreisam wurden in weiten Bereichen als naturfern (lila) oder stark beeinträchtigt (gelb) klassifiziert. Insbesondere die Elz verfügt in ihrem Mittellauf trotz des naturfernen Charakters noch über ein reaktivierbares, gutes ökologisches Potential. Der rote Kreis kennzeichnet das Untersuchungsgebiet bei Bleibach/Niederwinden.

hydromorphologischen Kriterien kartierten, rund 8.500 km Gewässerstrecke wurden als „naturfern“ klassifiziert. 30 % der Bäche und Flüsse wurden als mehr oder minder „beeinträchtigt“ beurteilt. Lediglich 20 %, meist Quellbäche und Oberläufe der Bergbäche im Schwarzwald, konnten als „naturnah“ eingestuft werden. Der beinahe vollständig kanalisierte Rhein ist dabei aus methodischen Gründen noch gar nicht erfasst.

Diese massiven Eingriffe in die Physiognomie der Gewässer werden heute allgemein als eine der Hauptursachen angesehen, warum viele Bäche und Flüsse ihre ursprünglichen Lebensraum-Funktionen nur mehr sehr unzureichend oder gar nicht mehr erfüllen.

Beispiel Fischfauna. Von 44 am Oberrhein als heimisch eingestuften Fisch- und Neunaugenarten gelten nach der aktuellen Roten Liste (DUBLING & BERG, 2001) lediglich 18 als nicht gefährdet. Viele der aufgeführten potentiell gefährdeten, starkgefährdeten oder vom Aussterben bedrohten Arten sind auf die Verfüg- und Erreichbarkeit von freifließenden, sommerkühlen Gewässerstrecken mit sandig-kiesigen, gut strukturierten Laich-,

Aufwuchs- und Lebensräumen angewiesen. Am Oberrhein stehen diese infolge des Staustufenbaus nur mehr sehr begrenzt zwischen Basel und Breisach am sogenannten Restrhein sowie in einigen freifließenden Abschnitten der Schwarzwald- und Vogesenbäche (z.B. der Elz) zur Verfügung. Mittelfristig werden diese überregional wertvollen Abschnitte dank großer Anstrengungen zur Wie-

derherstellung der Durchgängigkeit auch für Langdistanzwanderfische, wie den Lachs wieder erschlossen werden. Ihrem Schutz kommt daher eine wesentliche Bedeutung für den Erfolg des internationalen Programms „Lachs 2020“ der IKS zur. Hier kann es, wie im Fall an der Elz, zu generellen Zielkonflikten mit der Wasserkraftnutzung kommen.

3.2 Ausleitungskraftwerke

Die Vielzahl der Laufwasserkraftwerke, insbesondere an den kleineren Flüssen Deutschlands, sind als sog. Ausleitungskraftwerke (Abb.3.2) konzipiert. Bei diesem Kraftwerkstyp wird Wasser dem eigentlichen Flussbett an einem Entnahmebauwerk (4,5) entnommen, dem Triebwerk (Wasserturbinen, Wasserrad, Wasserschnecke etc.) über einen offenen Kanal (6) bzw. eine Rohrleitung zugeführt und flussab des Krafthauses (1,2,3) wieder in das Gewässerbett (7) zurückgeleitet. Dadurch ergeben sich zwangsläufig Eingriffe in den natürlichen Charakter des Gewässers, die entscheidend von den Grundkonzeptionen abhängen.

Naturnah gestaltete Ober- und Unterwasserkanäle. Durch eine naturnahe Gestaltung der Ober- und Unterwasserkanäle ergeben sich teils wertvolle Ersatzlebensräume. Offene Gerinne sind, falls technisch möglich, einer geschlossenen Rohrleitung stets vorzuziehen.

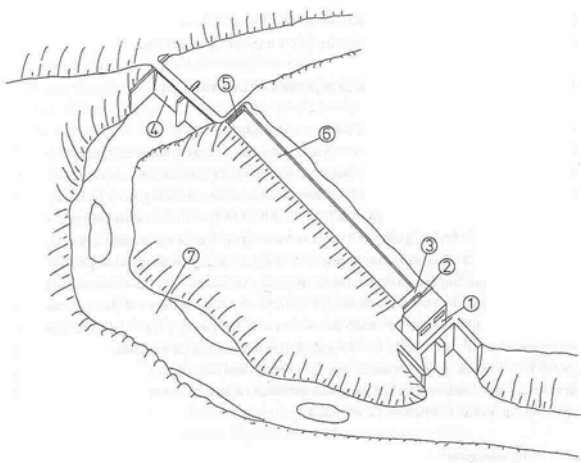


Abb. 3.2: Prinzipiskizze Ausleitungskraftwerk.

Stauzielbegrenzung und Stauraummanagement. Mit dem Aufstau zur Wasserentnahme sind i.d.R. negative Auswirkungen infolge geringerer Fließgeschwindigkeiten und verstärkter Sedimentation im Stauraum zu erwarten. Ausleitungskraftwerke können im Gegensatz zu Flusskraftwerken jedoch mit relativ geringen Stauhöhen betrieben werden, da sie natürliche Gefälle ausnutzen bzw. umgehen. Die Begrenzung der Stauhöhe ist ein probates, wenn auch mit Energieerzeugungsverlusten verbundenes Mittel, um staubedingte negative Auswirkungen zu minimieren. Durch die Dynamisierung des Stauziels lassen sich im Staubereich wertvolle Wasserwechselzonen erhalten.

Sicherung des Feststofftransports. Die Geschiebedurchgängigkeit, also die Weiterleitung des an der Flusssohle natürlich transportierten Sands, Kies und Gerölls, ist ein ebenso wichtiger, wie auch oft vernachlässigter Bestandteil einer ökologisch optimierten Wasserkraftnutzung. Durch Geschiebeschleusen am Entnahmewehr und ein gezieltes Stauraummanagement können das Geschieberegime und damit die fortwährende Neubildung von gewässertypischen morphologischen Strukturen (Kiesinseln, Sandbänke etc.) sichergestellt werden. Die rechtliche Verpflichtung der Kraftwerksbetreiber zur Entnahme und Entsorgung von angelandeten natürlichen Schwimmstoffen (Holz, Laub, Detritus usw.) ist gewässerökologisch überholt und sollte sofern möglich unterbleiben.

Natürliche Abflusscharakteristik und Mindestabflüsse. Durch die Wasserausleitung wird der Charakter der betroffenen Flussstrecke, die sogenannte Ausleitungsstrecke, je nach Entnahmegrad mehr oder weniger stark verändert. Wird extrem viel Wasser entnommen, kann dies zu gewässertypischen Wassertiefen- und Strömungsverhältnissen bis hin zum vollständigen Trockenfallen der gesamten Strecke führen. Dadurch verändern sich augenscheinlich der Fließgewässercharakter und bei naturnahen Gewässern die gewässertypische Habitatstruktur. Durch die Verringerung der Schleppkräfte kommt es zudem zu verstärkten Feinsedimentablagerungen, und Gewässerbereiche können komplett veralgen. Bei fehlender Beschattung kann es im Sommer zu übermäßigen Temperaturerhöhungen und in der Folge zu Sauerstoffmangel und anderen physikalisch-chemischen Reaktionen mit negativen Auswirkungen auf Flora und Fauna kommen. Im Winter besteht die Gefahr

einer unnatürlich starken Auskühlung bis hin zur Gefahr einer ausleitungsbedingten Grundeisbildung.

Mindestabflüsse, besser dynamische Mindestwasserregelungen, sind deshalb unabdingbar für den Erhalt der ökologischen Fließgewässerfunktionen, des Landschaftsbildes und anderer gesellschaftlicher Ansprüche an die Fließgewässer (Fischerei, Flussbaden, Bootfahren etc.). In der Praxis existieren zur Ermittlung von ausreichenden Mindestabflüssen viele verschiedene Ansätze, die von einfachen Abflussformeln ohne tatsächlich ökologischen oder gewässertypologischen Bezug, über visuelle Experteneinschätzungen bis hin zu multikriteriellen, oft modellgestützten Verfahren reichen. Seit Mitte der 90er Jahre befasst sich eine Arbeitsgruppe am IWS intensiv mit derartigen Mindestwasserfragen. Im Laufe der Jahre wurde hierzu u.a. das Simulationssystem CASIMIR (JORDE 1997, SCHNEIDER M. 2001) entwickelt, ein Entscheidungshilfesystem für fließgewässerökologische Fragen, speziell für Fragen im Zusammenhang mit der Mindestwasserabgabe an Ausleitungskraftwerken.

Funktionstüchtige Fischauf- und Fischabstiegsanlagen. Fast alle Fischarten der Fließgewässer sind in ihrem Verhalten und Lebenszyklus in unterschiedlichem Maße auf die Migration entlang des Flusslaufs angewiesen. Durch aktives Wandern kompensieren sie z.B. strömungsbedingte Driftverluste oder sorgen für einen genetischen Austausch von Teilpopulationen. Auch altersabhängige und saisonale Aspekte wie das Aufsuchen von Sommer- und Winterhabitaten oder geeigneten Laichplätzen sind fester Bestandteil einer an das Leben in Flüssen angepassten Strategie.

An einem natürlich durchgängigen Fließgewässer kann eine fehlende, nicht auffindbare oder baulich/strömungstechnisch unzureichende Fischauf- und Abstiegsanlage am Entnahmebauwerk bereits gravierende Auswirkungen auf die Fischbesiedlung des gesamten Flusssystems haben. Beim Bau von neuen Wehren, aber auch bei der Neulizenzierung von bestehenden Anlagen ist die bauliche und betriebliche Sicherung des Fischwechsels durch entsprechende Einrichtungen (Fischpässe, Aalleitern etc.) deshalb heute obligatorisch. Der Fischaufstieg am Entnahmebauwerk funktioniert aber nur dann, wenn Fische auch tatsächlich in die Ausleitungsstrecke einwandern und nicht durch zu geringe Lockströmungen am Zusammenfluss mit dem Unterwasserkanal fehlgeleitet werden.

Vermeidung von Fischschäden durch Turbinen. Gelangen Fische auf ihrer Abwärtswanderung in die Turbine, dann kommt es in Abhängigkeit vom Turbinentyp, von der Umdrehungszahl, vorhandener Fallhöhe sowie Fischart und -größe zu mehr oder weniger bedeutenden Fischschäden (LARINIER&DARTINGUELONGUE, 1983; EICHER, 1997, MORTEN, 1986). Im Rheinsystem sind insbesondere Langdistanzwanderfische, wie der Aal (wandert zum Ablaichen in den Atlantik) oder Junglachse und juvenile Meerforellen, sog. Smolts, welche ihre ersten zwei Aufwuchsjahre in den Fließgewässern verbringen, betroffen. Diese Arten müssen auf ihrem Weg flussab in den Atlantik viele Anlagen passieren und gehen damit selbst bei geringen Verlustraten an der Einzelanlage in der Summe ein statistisch hohes Risiko ein, getötet zu werden. Dabei kann es zu bestandsbedrohenden Verlusten kommen.

Zum Schutz der Fische sind z.B. Rechenanlagen mit Stababständen kleiner 20 mm und geringen Anströmgeschwindigkeiten, die das Eindringen in die Turbinen verhindern, geeignet. Da damit das Problem des Fischabstieges aber bleibt, ist stets auch zu erwägen, ob anstelle der Turbinentechnik auch eine andere, fischfreundlichere Technologie (z.B. Wasserrad, Wasserschnecke) eingesetzt werden kann. Der Entwicklung von Turbinen mit möglichst geringen Mortalitätsraten bei der Turbinenpassage (sog. fischfreundliche Turbinen) kommt diesbezüglich eine große Naturschutzrelevanz zu.

4 Die Elz und ihr Einzugsgebiet

4.1 Naturraum und Klima

Einzugsgebiet und Gewässernetz der Elz erstrecken sich westlich des Schwarzwaldhauptkammes und haben im wesentlichen Anteil an den Naturräumen Mittlerer Talschwarzwald, Freiburger Bucht und Straßburger-Offenburger Rheinebene. Das Untersuchungsgebiet auf den Gemarkungen Bleibach/Niederwinden zählt zum Mittleren Talschwarzwald bzw. zur naturräumlichen Einheit Mittleres Elztal. Das Einzugsgebiet hat einen hohen Waldanteil, der Anteil der Siedungsflächen ist gering und konzentriert auf die Tallagen. Entsprechend den geologischen Gegebenheiten ist die Elz der Hauptfließgewässerlandschaft Metamorphes Grundgebirge und dem geochemischen Grundtyp Silikatgewässer zuzuordnen (vgl. FFG 1998).

Das Klima ist geprägt durch die orographischen Verhältnisse, die erheblichen Höhenunterschiede, sowie die Lage zur südwestlichen Hauptwindrichtung. Die Niederschläge variieren nach SCHNEIDER R. (2000) zwischen 670 mm in der Rheinebene und 1649 mm/Jahr im Hochschwarzwald. Die mittleren Jahrestemperaturen sind im Rheintal mit 10° C mild, in den Hochlagen des Schwarzwaldes mit unter 4° C kalt. Im Jahresverlauf kommt es zu großen Temperaturschwankungen.

4.2 Gewässernetz, Fluss- und Talmorphologie

Oberlauf. Die Elz entspringt im Hochschwarzwald am nördlichen Rosseck in einer Höhe von 1089 m ü. NN und in unmittelbarer Nähe der Breg-Quelle (Europäische Wasserscheide Rhein-Donau). Sie verläuft zunächst in nördlicher Richtung durch den Triberger Granit (Kerbtal) und weist im Hinterprechtal ab den Elzfällen einen ausgeprägten Wildbachcharakter auf (SCHNEIDER R., 2000). Das Gefälle ist hier mit durchschnittlich 12 bis 15 ‰ sehr steil. Ab dem sogenannten Elzknie verläuft sie in südwestlicher Richtung dem Elztalgraben folgend zunächst in einem Kerbsohlental.

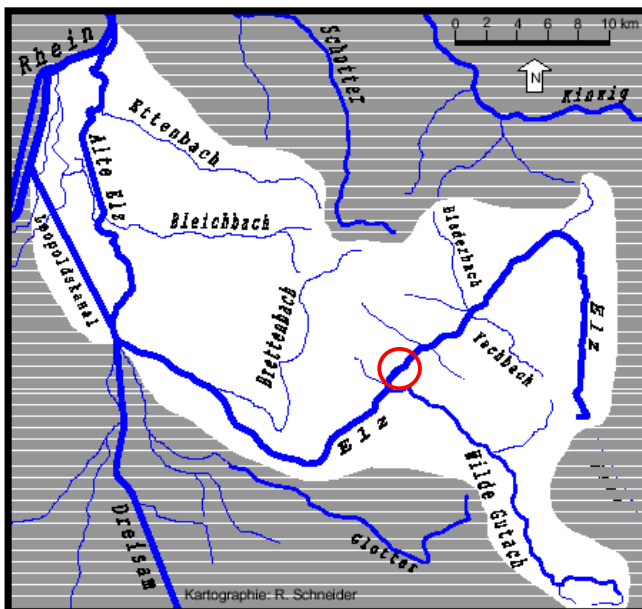


Abb. 4.1: Das Einzugsgebiet der Elz mit der Lage des - Untersuchungsgebietes bei Bleibach / Niederwinden. Hintergrundkarte entnommen aus SCHNEIDER R. (2000)

deckte Talaue, die durch Wiesennutzung, teilweise Ackerbau, sowie durch die Bundesstraße B294 geprägt ist. Bis Bleibach hat die Elz eine Fließstrecke von ca. 40 km zurückgelegt und entwässert eine Fläche von $A_E = 170 \text{ km}^2$.

Durch die tiefe Lage des Rheins bzw. des Elztalgrabens (Erosionsbasis) haben die Elz und ihre Nebengewässer die Hochlagen des Schwarzwaldes stark zertalt.

Mittellauf. Ab der Einmündung des Yachtbaches pendelt die Elz in weitausladenden Schleifen in einer bis zu 2 km breiten, überwiegend landwirtschaftlich genutzten Talaue – dem Mittleren Elztal. Das Gefälle der Elz (ca. 5 bis 7 ‰) wird hier durch viele, ca. 50 ehemalige Wiesenbewässerungswehre gebrochen; alte Zeugnisse einer ca. 300 Jahre zurückreichenden Tradition des landwirtschaftlichen Wasserbaus. Die Wiesenwässerung wurde im Projektgebiet zwischen Niederwinden und Bleibach (siehe Abb. 4.1 und Abb. 5.1) früher besonders intensiv betrieben. Die Talsohle des Elztals liegt auf ca. 300 m ü. NN. Charakteristisch ist hier eine mehrere hundert Meter breite, mit holozänen Schottern, Sandlagen und jüngeren Auenlehm-Auflagen be-

Vom Simonswälder Tal kommend mündet kurz unterhalb des Projektgebietes linksufrig die Wilde Gutach ($A_E = 130 \text{ km}^2$) ein. Flußab ist das Elztal zunehmend bebaut.

Unterlauf. Das Tal der Elz öffnet sich nach Waldkirch zur Freiburger Bucht und zur Rheinebene hin. In Riegel, am Nordrand des Kaiserstuhls, münden Elz ($A_E=479 \text{ km}^2$) sowie Glotter und Dreisam ($A_E=597 \text{ km}^2$) gemeinsam in den zum Hochwasserschutz 1842 fertiggestellten Leopoldskanal. Der eigentliche Elzlauf, die sog. Alte Elz, hat ab Riegel nur noch einen konstant regulierten Abfluss. Leopoldskanal und Alte Elz münden nach 15 km bzw. 30 km beim Naturschutzgebiet Taubergießen in den Rhein (155 m ü. NN).

4.3 Wasserkraftnutzungen

Die Kleinwasserkraft hat an der Elz eine bis ins Mittelalter zurückreichende Tradition. Für den Antrieb von Mühlen und Holzsägewerken wurden i.d.R. Wasserräder eingesetzt. Diese wurden nur wenige Stunden pro Tag und unter Verwendung eines geringen Abflussanteiles betrieben. Im Zuge der Industrialisierung wurde die Wasserkraftnutzung an der Elz ausgebaut. Das Badische Wasserkataster von 1928 weist entlang der Elz 74 Wassertriebwerke aus, darunter noch viele Wasserräder, zunehmend aber auch Turbinenanlagen für Maschinen- und Textilfabriken sowie die Stromerzeugung (GEWÄSSERDIR. SÜDLICHER HOCHRHEIN/OBERRHEIN, 1998).

Tabelle 4.1: Historische, bestehende sowie potentiell mögliche Wasserkraftnutzungen an der Elz

	1928	1998	Ausbaupotential
Anzahl der Wasserkraftanlagen	74	18	15
Installierte Leistung	2.400 kW	1.500 kW	ca. 750 kW
durchschnittliche Jahresarbeit	4,1 Mio. kWh	6,3 Mio. kWh	ca. 3,4 Mio. kWh

Nach dem 2. Weltkrieg (Zentralisierung der Energieversorgung) wurden viele Kleinanlagen an der Elz aufgegeben („Mühlensterben“). Andere wurden energie- bzw. ertragsoptimiert für die Stromproduktion ausgebaut. Mitte der 90er Jahre waren an der Elz noch 18 von ehemals 74 Wasserkraftanlagen mit einer deutlich geringeren installierten Leistung, aber einer wesentlich höheren Jahresarbeit in Betrieb (siehe Tabelle 1). Die Anzahl der Anlagen nahm ab, die Intensität der Eingriffe in die Elz zu.

Ausbaupotential und Standort Bleibach. Das Ausbaupotential der Elz wurde gemeinsam durch die Wasserwirtschafts-, Naturschutz-, Fischereiverwaltung analysiert. Ziel war es, Standorte zu ermitteln, an denen ein weiterer Ausbau auch aus gewässerökologischen Gründen befürwortet werden kann. Es wurden 15 Standorte ausgewiesen, viele an bereits bestehenden Gewerbekanälen. Die mögliche Ausbauleistung wurde auf 750 kW, die erzielbare Jahresarbeit auf 3,4 Mio. kWh geschätzt. Die Gefällestufen zwischen Niederwinden und Bleibach, späterer Standort der Wasserkraftanlage der WKV, wurden im Rahmen der Eruierung explizit ausgeschlossen. Teilabschnitte der Elz sind hier nach § 24 a NatSchG besonders geschützte Biotope. Nach Einschätzung der Fachbehörden besitzt die Elz hier trotz bestehenden Uferbefestigungen und vorhandenen ehemaligen Wiesenbewässerungswehren ein überregional bedeutendes ökologisches Potential als Laich- und Jungfischhabitat für wandernde Fischarten, einschließlich Langdistanzwanderfischen, wie Lachs (*Salmo salar*) oder Meerforelle (*Salmo trutta f. trutta*). Zwar sei der betreffende Abschnitt bislang noch nicht für Wanderfische erreichbar, durch Umgestaltungen der unterstrom liegenden Wehre würde er aber zunehmend auch für Fische aus der unteren Elz und dem Rhein erschlossen werden. Dem Abschnitt wurde hinsichtlich der vorgesehenen Wiederansiedlung des Lachses im Rhein (Projekt Lachs 2000) eine große potentielle Bedeutung als Laich- und Jungfischhabitat beigemessen. Die Absichten zum Bau eines Ausleitungskraftwerkes durch die WKV in Bleibach standen dem entgegen. Eine bewilli-

gungsfähige Kompromisslösung kam durch den Verzicht auf einen maximalen Ausbau der Anlage zu Gunsten der Fließgewässerökologie sowie durch die Zusage weitreichender Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen zustande. Die Anlage blieb dennoch stark umstritten.

5 Wasserkraftanlage und Untersuchungsstrecken

5.1 Lage und räumliche Abgrenzung

Der untersuchte Teilabschnitt der Elz, gleichfalls Standort der neuen Wasserkraftanlage, liegt ca. 30 km nördlich von Freiburg im Breisgau auf den Gemarkungen der Gemeinden Gutach-Bleibach und Winden-Niederwinden im Landkreis Emmendingen (Regierungsbezirk Freiburg i. Br.).

Bei der bewilligten und schließlich umgesetzten Variante wird das Triebwasser an einer rechtwinkligen Flussbiegung am Standort eines ehemaligen Wiesenbewässerungswehres aus der Elz entnommen, über eine Druckrohrleitung dem Krafthaus und den Turbinen zugeführt und ca. 160 m unterstrom wieder in die Elz zurückgeleitet. Die Ausleitungsstrecke zwischen Entnahme und Wiedereinleitung hat eine Länge von ca. 1.750 m und ein relativ hohes Gefälle. Dadurch kommt eine nutzbare Fallhöhe von 12,3 m zustande.

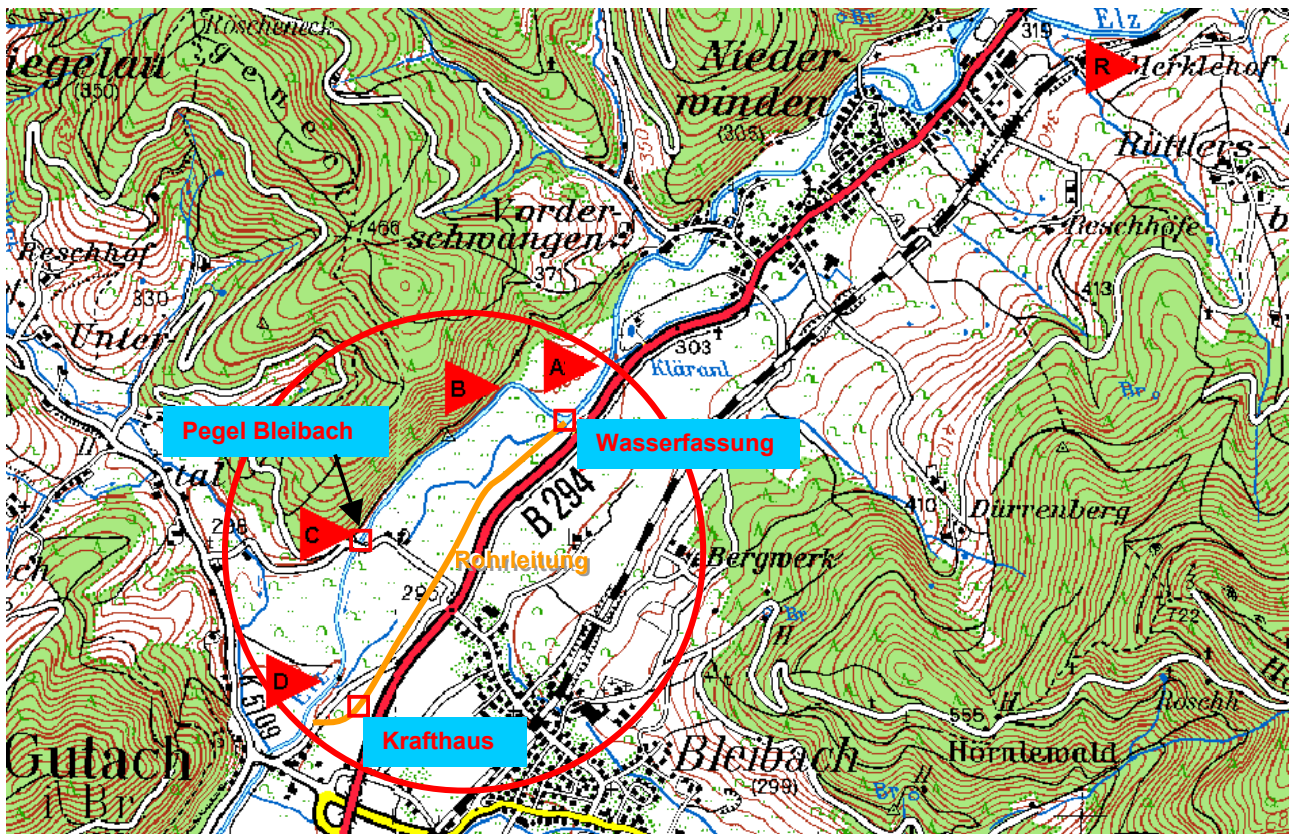


Abb. 5.1: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes bei Bleibach/Niederwinden mit Trassenführung der Rohrleitung, Lage des Krafthauses sowie den Monitoringstrecken A (Staubereich), B, C und D (Ausleitungsstrecke) sowie R (unbeeinflusste Referenzstrecke) zwischen Ober- und Niederwinden.

Für das ökologische Monitoring wurden 5 Abschnitte à 100 bis 250 m ausgewählt, eine vom Projekt unbeeinflusste Referenzstrecke R zwischen Oberwinden und Niederwinden sowie ca. 2,5 km flussab 4 Streckenabschnitte (A, B, C, D) von der Einmündung der Kläranlage Niederwinden (Stauwurzel) bis zur vorgesehenen Wiedereinmündung des Unterwasserkanals. Abschnitt A lag im späteren Rückstaubereich zwischen Entnahmebauwerk und der Kläranlage Niederwinden. Abschnitt B ist gekennzeichnet durch eine natürliche Stromschnelle in Abfolge mit zwei Kolkbereichen und liegt unmittelbar in einer rechtwinkligen Flussbiegung. Die Abschnitte C und D umfassen jeweils freifließende Bereiche unterhalb und rückgestaute Bereiche oberhalb von zwei ehemaligen Wiesenbewässerungswehren. Alle Strecken wurden mittels Markierungsfähnchen weiter unterteilt und eingemessen.

5.2 Wasserrechtliche Auflagen

Wichtige Kernelemente der Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen:

- Statische Mindestwasserabgabe von 1,5 MNQ ($= 0,810 \text{ m}^3/\text{s}$),
- Bauliche Maßnahmen zur Sicherung eines Teilabflusses bei Betriebsstörungen,
- Begrenzung des Ausbauabflusses auf $3,3 \text{ m}^3/\text{s}$,
- Beschränkung des Aufstaus an der Wasserfassung auf eine historische Staumarke des übernommenen Wiesenwässerungswehres,
- 20 mm Feinrechen am Einlauf der Triebwasserleitung zur Abweisung von abwandernden Fischen,
- abflussabhängige Geschiebe- und Schwimmstoffweitergabe,
- die Errichtung von Fischpässen an drei ehemaligen Wiesenwässerungswehren und einem vorhandenen Absturz,
- standortgerechte Bepflanzung der Ufer,
- Erfolgskontrolle der durchgeführten Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen, ggf. Nachbesserungen und zusätzliche Ausgleichsmaßnahmen.

Die Bewilligung erfolgte per Wasserrechtsbescheid vom 27. April 1999 auf 50 Jahre befristet. Mit dem Bau der Anlage wurde unverzüglich begonnen. Die Wasserkraftanlage ging im Frühjahr 2000 in Betrieb.

5.3 Anlagenteile und Kenndaten

5.3.1 Wasserfassung



Abb. 5.2: Neuer Steinschüttdamm mit Beckenpass und Postivschwelle

Altes Wiesenbewässerungswehr. Das Entnahmebauwerk wurde an der Stelle eines nachweislich seit mindestens 1724 bestehenden, teilweise eingefallenen Wiesenbewässerungswehres erbaut. Dieses wurde im Oktober 1999 vollständig abgebrochen. Mit dem Material wurde ein Kofferdamm geschüttet, in dessen Schutz die Wasserfassung, ein Leerschuss und ein Rauherinne-Beckenpass gebaut wurden. Nach deren Fertigstellung wurde der Kofferdamm umgesetzt, die Elz über den Leerschuss sowie den Fischpass umgeleitet und ein neues Streichwehr in Form eines Blocksteindammes mit betonierter Wehrkrone errichtet.

Neuer Steinschüttdamm. Das neue feste Wehr weist eine Kronenhöhe von 299,00 m ü NN. Diese Höhenkote entspricht dem gewöhnlichen Stauziel beim Wasserkraftbetrieb und ist exakt die im badischen Wasserkraftkataster von 1928 amtlich vermerkte Kronenhöhe des ehemaligen Wiesenwässerungswehres. In die betonierte Wehrkrone sind

zwei je 0,5 m breite und 17 cm tief eingeschnittene Dammscharten eingefügt. Beim gewöhnlichen Stauziel werden je 50 l/s über die Dammscharten und den Blocksteindamm abgeführt. Der flachgeneigte unterwasserseitige Dammkörper aus Blocksteinen geht in ein unbefestigtes natürliches Sturzbett über.

Rauherinne-Beckenpass. Das Staubauwerk wurde mit einem Rauherinne-Beckenpass für den Fischeufstieg ausgestattet. Im Rahmen der Untersuchung wurde die Funktionsfähigkeit des Fisch-

passes beurteilt. Über den Fischpass wird beim gewöhnlichen Stauziel ein Grossteil des Mindestabflusses in die Ausleitungsstrecke abgeführt ($0,71 \text{ m}^3/\text{s}$). Für die Abflusskontrolle bzw. die Einjustierung der Mindestwasserabgabe ist ein horizontal verstellbarer Metallschieber am Oberwassereinlauf angeordnet. Als problematisch haben sich die Verklausungsgefahr am Schieber sowie die hohen Fließgeschwindigkeiten am Oberwasserausstieg erwiesen.

Positiv-Schwelle. Vor der Wasserfassung wurde eine rundkronige Überfallschwelle mit Kronenhöhe $298,75 \text{ m ü NN}$, die sog. Positiv-Schwelle, angeordnet. Die Positiv-Schwelle ist beim gewöhnlichen Stauziel überströmt. Bei eventuell auftretenden Betriebsstörungen im WKA-Betrieb wird das Absinken des Oberwasserspiegels durch die Kronenhöhe der Positiv-Schwelle begrenzt. Dadurch ist eine Beaufschlagung des Fischaufstieges und damit der Ausleitungsstrecke mit mindestens $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ auch im Störfall sichergestellt.

Geschiebefang und Leerschuss. Um den Eintrag von Geschiebe in den Einlauf zu verhindern, sowie zur Weitergabe von Geschiebe in die Ausleitungsstrecke wurde vor der Wasserfassung ein Geschiebefang mit einem Gefälle zum Leerschuss errichtet. Durch Öffnen des Leerschusses kann dieser automatisch oder manuell gespült werden. Bei Hochwässern größer $27 \text{ m}^3/\text{s}$ wird die verstärkte Geschiebefracht durch das offene Leerschusschütz direkt ins Unterwasser abgegeben. Dies ist von großer ökologischer Bedeutung für den Erhalt von wichtigen Flussbettstrukturen.

Feinrechen und automatische Rechenreinigungsanlage. Der Einlauf zur Wasserfassung ist mit einem konventionellen Rechen (Flachstahl) mit hydraulischer Rechenreinigungsmaschine ausgestattet. Die Rechenanlage dient zur Abweisung und Entnahme von Geschwemmsel sowie als Wanderbarriere für abwandernde Fische. Der lichte Stababstand beträgt 17 mm , die Anströmgeschwindigkeit $0,5 \text{ m/s}$.



Abb. 5.3: Rechenreinigungsanlage mit Geschwemmsel-Spülrinne

Das Rechengut wird bis zu einem Gesamtabfluss in der Elz von $Q_{\text{ges}}=6 \text{ m}^3/\text{s}$ entnommen und entsorgt. Bei größeren Abflüssen ist die Spülrinne eingestaut. Das Rechengut wird bei Betätigung des automatischen Rechenreinigers dann direkt in die Ausleitungsstrecke weitergegeben.

5.3.2 Triebwasserzuleitung

Die Triebwasserzuleitung vom Entnahmebauwerk zum Krafthaus erfolgt über eine 600 m lange unterirdische Holz- bzw. Kunststoff-Druckrohrleitung DN 2000. Im Gegensatz zu offenen Triebwasserkanälen, wie sie an vielen kleineren Wasserkraftanlagen die Regel sind, verfügt die Rohrleitung über keinerlei ökologische Funktionen als Ersatzlebensraum.

5.3.3 Krafthaus, Maschinenausstattung und energiewirtschaftliche Daten

Im Krafthaus befinden sich zwei Francis-Spiralturbinen mit regulierbaren Leitapparaten. Die Turbinen haben ein Schluckvermögen von 1 m³/s bzw. 2,3 m³/s und Turbinenleistungen von 97 kW bzw. 223 kW. Die Turbinenlager sind wasser- bzw. mit biologisch abbaubarem Fett geschmiert. Es werden langsam laufende, direkt gekoppelte Spezial-Generatoren verwendet. Der Einsatz von Getrieben entfällt.



Abb. 5.4: Die beiden Francis-Turbinen mit vertikaler Wellenlage im Krafthaus der Turbinenfabrik.

Der Betrieb und die Überwachung der Turbinen erfolgt über eine redundante Prozessorsteuerung. Je nach Wasserdargebot der Elz wird automatisch ausgewählt, welche Turbine betrieben wird. Dadurch kann eine optimale Leistung erzielt werden.

Pro Jahr erzeugt die Anlage ca. 1,47 Mio. kWh Strom. Dies entspricht dem Strombedarf von rund 520 durchschnittlichen 2-Personenhaushalten. Der Strom dient in erster Linie zur Eigenversorgung der Turbinenfabrik. Nicht im Betrieb benötigte Energie (insbesondere nachts, an Wochenenden etc.) im Umfang von ca. 0,9 Mio. kWh pro Jahr, wird in das öffentliche Netz des zuständigen EVU (Netz-Parallel-Betrieb) eingespeist.

Die Verlustwärme der Generatoren wird zur Warmwasseraufbereitung bzw. zu Heizzwecken des Firmengebäudes genutzt. Der Verlauf der Jahreswasserganglinie der Elz mit den wasserreichen Wintermonaten ist hierfür sehr gut geeignet.

Tab. 5.1: Technische Anlagendaten (HYDRO-ENERGIE ROTH 1998).

	Turbine 1	Turbine 2	Gesamt
Turbinentyp	Francis Spiralturbine	Francis Spiralturbine	
Hersteller	Wasserkraft Volk AG	Wasserkraft Volk AG	
Schluckvermögen	1,0 m ³ /s	2,3 m ³ /s	3,3 m ³ /s
Nettofallhöhe	11,7 m	11,7 m	
Turbinenleistung P _T	97 kW	223 kW	320 kW
Wirkungsgrad η _T	85 %	85 %	
Umdrehungszahl	500 min ⁻¹	333 min ⁻¹	
Bruttojahresenergieerzeugung			1,47 Mio. kWh
Nettojahresenergieerzeugung			1,36 Mio. kWh

5.3.4 Unterwasserstollen und Einleitungsbauwerk

Die Rückführung des Triebwassers in die Elz erfolgt über einen unterirdischen 160 m langen Rechteckstollen. Ebenso wie die Zuleitung verfügt der Unterwasserstollen über keine ökologische Wertigkeit. Das Einleitungsbauwerk ist fast unsichtbar in die Böschung des Elz-Ufers integriert. Die Wiedereinleitung in die Elz erfolgt unter einem Winkel von 30° gegenüber dem Stromstrich. Die maximale Ausströmgeschwindigkeit beträgt nach den Planungsberechnungen 1,2 m/s und herrscht nur unmittelbar nach dem Austritt aus dem Bauwerk. Beim Wiedereintritt in die Elz wird die Geschwindigkeit damit < 0,5 m/s. Auf eine besondere Befestigung des gegenüberliegenden Prallufers konnte somit verzichtet werden (HYDRO-ENERGIE ROTH 1998).

6 Hydromorphologie

Fließgewässerfauna und -flora sind direkt und indirekt von den hydrologischen, hydraulischen und morphologischen Bedingungen bzw. deren zeitlichen Entwicklung abhängig. Durch Aufstau, Wasserentnahme sowie die Bau- und Renaturierungsmaßnahmen werden diese lokal verändert.

6.1 Natürliches Wasserdargebot

Gemäß der Regimeklassifizierung nach PARDE (1933) ist die Elz dem pluvio-nivalen Regimetyp zuzuordnen. Zu ausgeprägten Niedrigwasserphasen kommt es im Sommer bis Herbst. Nach SCHNEIDER R. (2000) kann der natürliche Abfluss der Elz im Extremfall soweit abfallen, dass der

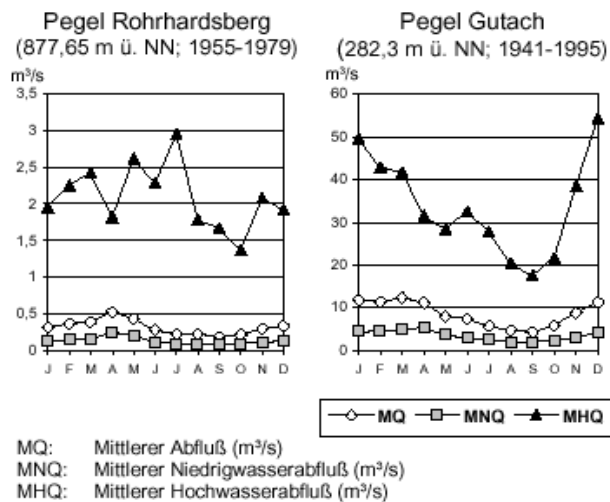


Abb. 6.1: Abflusscharakteristik der Pegel Rohrhardsberg (Oberlauf) und Gutach (Mittellauf) aus SCHNEIDER R. (2000).

Fluss beim Eintritt in die quartäre Schotterflur der Oberrheinebene vollständig trocken fällt. Die Wintermonate sind in der Regel wasserreicher, da in den Talniederungen Niederschlag auch in der kalten Jahreszeit meist als Regen fällt. In schneereichen Wintern kommt den Schmelzwassern des Hochschwarzwalds im März und April eine abflussverstärkende Rolle zu. Hochwasserrückhaltebecken und Talsperren, die das natürliche Abflussregime beeinflussen würden, gibt es keine.

Abb. 6.1 zeigt die Abflusscharakteristik der langjährig betriebenen Pegel Rohrhardsberg (Oberlauf, $A_E = 7,45 \text{ km}^2$) und Gutach (Mittellauf, $A_E = 303 \text{ km}^2$). Die Abflusscharakteristik des Pegels Gutach ist gut auf das Projektgebiet übertragbar.

Für die Beurteilung der Abflussverhältnisse im Untersuchungsgebiet bei Bleibach wurde der Pegel Bleibach/Elz (8 Jahre) herangezogen (siehe Abb. 6.2). Der Pegel befindet sich direkt in der heutigen Ausleitungsstrecke und umfasst ein Einzugsgebiet von $A_E = 171 \text{ km}^2$ (siehe Abb. 5.1). Die statistischen Hauptwerte wurden unter Berücksichtigung der langjährigen Aufzeichnung am Pegel Gutach (49 Jahre) hochgerechnet (HYDRO-ENERGIE ROTH 1998).

Tab. 6.1: Aus dem dynamischen Verhältnis der Pegel Bleibach und Gutach hochgerechnete Hauptwerte.

Kennwert	Pegel Gutach Gemessen [m³/s]	Pegel Bleibach Gemessen [m³/s]	Pegel Bleibach Berechnet aus dem Pegel Gutach [m³/s]
HQ	333	100	
MHQ	112	53,9	ca. 51
MQ	8,55	4,03	4,21
MNQ	1,26	0,53	0,54
NQ	0,99	0,32	0,22

Mit einem Verhältnis $MHQ/MNQ = 94$ weist die Elz bei Bleibach ein hochdynamisches Abflussregime auf. Während der Feldarbeiten im Sommer wurden teils extreme Reaktionen des Abflusses registriert, die nicht mit dem Kraftwerk in Zusammenhang standen. Innerhalb weniger Minuten kam es zu beträchtlichen Wasserspiegelfluktuationen. Zur Dauerlinie der Abflüsse am Pegel Bleibach sowie Grafiken zur Abflussganglinie siehe Anlagen Kapitel 6.

6.2 Mindestwasser- und Stauregelung

6.2.1 Betriebsrahmenplan

Entsprechend dem natürlichen Wasserdargebot der Elz lassen sich für den Wasserkraftbetrieb bzw. die Stauhaltung sowie die Abflusssituation in der Ausleitungsstrecke folgende Fälle unterscheiden.

Fall 1: $Q_{Elz} < 0,96 \text{ m}^3/\text{s}$ (ca. 45 Tage/Jahr) $\rightarrow$ kein Kraftwerksbetrieb $\rightarrow Q_{Aus} = Q_{Elz}$

Bei natürlich bedingt sehr geringen Abflüssen wird der gesamte Abfluss der Elz über die Fischtreppe bzw. die Kronenausschnitte in die Ausleitungsstrecke abgeführt. Bauartbedingt ist ein sinnvoller Kraftwerksbetrieb mit der kleinen Turbine erst ab einem Turbinendurchfluss von $0,15 \text{ m}^3/\text{s}$ möglich. Die Wasserkraftanlage geht deshalb erst ab einem natürlichen Wasserdargebot von $Q_{Elz} = 0,81 \text{ m}^3/\text{s}$ (Q_{Min}) + $0,15 \text{ m}^3/\text{s} = 0,96 \text{ m}^3/\text{s}$ in Betrieb. Die Wasserspiegellage im Oberwasser ist dabei durch die Abflusskontrolle am Einlauf des Fischpasses festgelegt. Die Anlage ist infolge des natürlichen Niedrigwassers damit statistisch 45 Tage/Jahr außer Betrieb.

Fall 2: $0,96 \text{ m}^3/\text{s} < Q_{Elz} < 4,11 \text{ m}^3/\text{s}$ (ca. 255 Tage/Jahr) $\rightarrow Q_{Aus} = Q_{Min} = 0,81 \text{ m}^3/\text{s}$

Ab $Q_{Elz} > 0,96 \text{ m}^3/\text{s}$ geht die Wasserkraftanlage in Betrieb. Der Wasserspiegel im Oberwasser des Entnahmebauwerkes wird an einer Wasserstandsmesssonde abgelesen und über den Stellgrad der Turbinen konstant auf 299,00 m ü. NN eingeregelt. Die Ausleitungsstrecke wird dadurch mit einem Abfluss von $Q_{Min} = 0,81 \text{ m}^3/\text{s}$ beaufschlagt. Das Schluckvermögen der kleinen Turbine ($1 \text{ m}^3/\text{s}$) ist bei $Q_{Elz} = 1,81 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht. Bei weiter steigendem Wasserdargebot wird die kleine Turbine abgeschaltet und die größere Turbine (Schluckvermögen $2,3 \text{ m}^3/\text{s}$) in Betrieb genommen. Diese bleibt dann bis zu einem Wasserdargebot von $Q_{Elz} = 0,81 \text{ m}^3/\text{s} + 2,3 \text{ m}^3/\text{s} = 3,11 \text{ m}^3/\text{s}$ alleine in Betrieb. Oberhalb dieses Zuflusses wird dann zusätzlich wieder die kleinere Turbine in Betrieb genommen. Bei einem natürlichen Abfluss von $Q_{Elz} = 4,11 \text{ m}^3/\text{s}$ ist der Ausbauabfluss von $3,3 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht. Die Ausbauwassermenge wird bei einer statistischen Unterschreitungsdauer von ca. 255 Tagen erreicht.

Fall 3: $Q_{Elz} > 4,11 \text{ m}^3/\text{s}$ (ca. 105 Tage/Jahr) $\rightarrow Q_{Aus} = Q_{Elz} - 3,3 \text{ m}^3/\text{s}$

Bei weiter ansteigenden Abflüssen steigt der Oberwasserspiegel um bis zu 30 cm an. Das Wehr wird dadurch zunehmend überströmt. Ab Hochwässern von $26 \text{ m}^3/\text{s}$ erfolgt eine Entlastung über den Leerschuss und damit gleichzeitig eine Abführung des verstärkten Geschiebetriebs.

Das gewöhnliche Stauziel sowie der Abfluss 1,5 MNQ werden damit im statistischen Mittel an 35 Tagen unterschritten, an 225 Tagen erreicht und gehalten sowie an 105 Tagen überschritten.



Abb. 6.2: Pegel Bleibach (Strecke C) mit Raugerinne-Beckenpass.

6.2.2 Abflüsse 1999 bis 2002

Im Zuge der Ausgleichsmaßnahmen wurde der in der Ausleitungsstrecke befindliche Pegel Bleibach im Frühjahr 2000 ökologisch ertüchtigt und mit einem Raugerinne-Beckenpass für den Fischeaufstieg ausgestattet. Wegen des Umbaus ging der Pegel im Mai 2000 (Bau des Fischpasses) für einige Wochen ganz außer Betrieb. Die verfügbare Pegel-Schlüsselkurve mit einer nach HYDRO-ENERGIE ROTH (1998) guten bis sehr guten Abfluss-Messgenauigkeit (Abweichung ca. 3%) wurde dadurch unbrauchbar. Eine gültige Abflusskurve für

den umgebauten Pegel ist bei der Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Bereich Of-

fenburg, bzw. bei der LfU in Bearbeitung. Diese lag bis zum Abschluss des Projektes nicht vor. Ab 2000 stehen daher bislang nur Wasserstands-Rohdaten zur Verfügung. Im Zusammenhang mit den Vermessungsarbeiten und Wasserspiegel-Nivellements wurden ergänzend eigene Abflussmessungen mit dem Messflügel nach der Vielpunktmethode durchgeführt.

Abb. 6.3 zeigt die Ganglinie der am Pegel Bleibach aufgezeichneten Tagesabfluss- und Wasserstandswerte während des Untersuchungszeitraums.

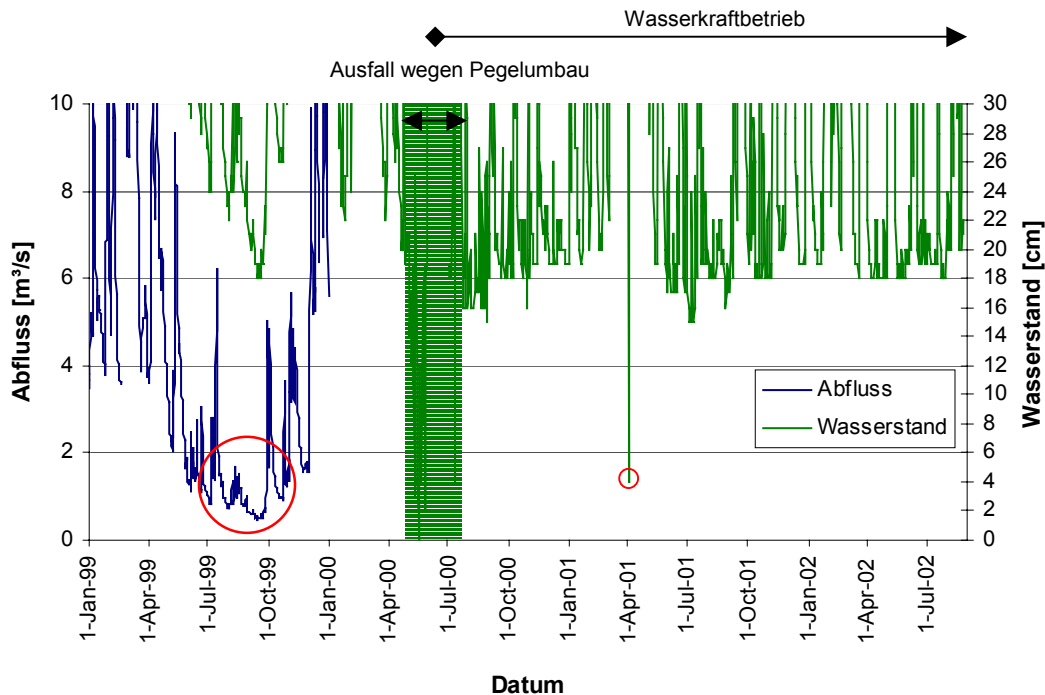


Abb. 6.3: Aufzeichnung der Tagesmittelwerte am Pegel Bleibach.

Deutlich erkennbar ist eine natürlich bedingte Niedrigwasserphase im Sommer-Herbst 1999 (roter Kreis). Der Winter 1999/2000 weist ausgeprägte Hochwasserspitzen auf. Im Frühjahr/Frühsummer 2000 war der Pegel wegen des Umbaus außer Betrieb bzw. unbrauchbar. Für diesen Zeitraum liegen keine sinnvollen Daten vor.

Niedrigwasser. Aus den zur Verfügung gestellten Unterlagen sowie eigenen Abflussmessungen geht hervor, dass die Abflussverhältnisse nach Inbetriebnahme der Anlage in der Elz z.T. natürlich bedingt, zum Teil aber auch durch Einstellungsprobleme bedingt, zeitweise unter den festgelegten Mindestabflüssen gelegen haben. Im Sommer/Herbst 2000 und 2001 wurde der kritische Wasserstand am Pegel von 18 bis 19 cm längere Zeit unterschritten. Dabei traten Abflüsse von ca. 0,5 m³/s auf. Dies erscheint insbesondere für die Bewertung der biologischen Untersuchungen relevant. Die Modellierungsergebnisse sind von dieser Beobachtung unabhängig. Die Abflussbeaufschlagung am Fischpass wurde im Sommer 2001 nachgeregelt. Eigene Abflussmessungen bestätigten anschließend die Mindestwasserabgabe von ca. 0,810 m³/s.

Dynamik. Die Wasserstandsaufzeichnungen von Sommer 2000 bis Herbst 2002 sind durch den Wasserkraftbetrieb geprägt. Zwar treten nach wie vor zahlreiche Hochwasserspitzen auf, gleichzeitig ist jedoch durch die statische Mindestwasserabgabe eine deutliche Vergleichmäßigung der Dynamik im Mittel- bis Niedrigwasserbereich eingetreten. Siehe hierzu auch Anlagen Kapitel 6.

6.3 Gewässermorphologie und Hydraulik

6.3.1 Methoden und Untersuchungsrahmen

Strukturkartierung. Im Rahmen der Untersuchung wurden verschiedene mittelmaßstäbliche Kartierungen zur Strukturgüte und zur Gewässermorphologie durchgeführt. Im Sommer 1999 wurden Staubereich und Ausleitungsstrecke zunächst nach dem Verfahren des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (LUA, 1998) kartiert. Später erfolgte eine Ergänzung und Auswertung nach der LAWA-Verfahrensempfehlung (LAWA, 1999). Signifikante Strukturveränderungen, z. B. infolge der Umgestaltung der Aufstiegshindernisse oder des Neubaus des Entnahmebauwerks, wurden gesondert erfasst. Indexberechnung und Auswertung erfolgten mit einem im Rahmen dieses Projektes neuentwickelten Modul von CASIMIR. Über einen Punkteschlüssel, der jeweils vom zugrundegelegten typologischen Leitbild abhängt, werden aus je 25 erhobenen Einzelparametern pro 100 m Kartierabschnitt verschiedene Maßzahlen ermittelt. Durch Aggregation und Mittelwertbildung ergibt sich eine Klassifizierung in 7 Wertstufen als Maß für die Hemerobie bzw. die Naturnähe (*naturnah* = blau bis *übermäßig geschädigt* = rot).

Vergleichend wurden die Klassifizierungsverfahren nach GALAY (1973), MONTGOMERY & BUFFINGTON (1993), ROSGEN (1996), HAWKINS (1993) und FLOSI et. al (1998) angewendet (PATTERSON, in prep.).

Choriotopkartierung. In den Strecken A, B, C und D wurden jeweils im Herbst 99 und Herbst 2001 an je 20 m langen Teilabschnitten ökomorphologische Feinkartierungen durchgeführt. Die Choriotope, definiert nach ÖNORM (1997), wurden flächenbezogen anhand eines Messrasters mit Kachelgrößen 1 x 1 m kartiert. Der Deckungsgrad der abiotischen und biotischen Choriotop-Typen wurde visuell jeweils in Prozent abgeschätzt. Einzelstrukturen wurden zeichnerisch festgehalten. Über die gesamte Projektlaufzeit wurden diese Untersuchungsstellen mehrfach aufgesucht und fotografiert. Die jahreszeitlichen Beprobungen des Makrozoobenthos erfolgten ebenfalls an diesen Stellen, wobei jeweils die aktuelle Ausprägung der Choriotope registriert wurde.

Hydraulisch-morphologisches Modell. Wasserspiegellagen, Flussbettgeometrie und Morphologie der Strecken A,B,C, D und R wurden im Sommer/Herbst 99 jeweils durch Querprofil-Nivellements eingemessen. Im Herbst und Frühjahr 2001 wurde die gesamte Ausleitungsstrecke tachymetrisch komplett neu vermessen. Beschattungsgrad, Substrat, Lückigkeit der Sohle und Fischunterstände wurden nach dem Verfahren von SCHNEIDER M. (2001) erfasst. Aus den diskreten Querprofilen wurde dann ein netzbasiertes digitales morphologisches Modell erstellt. Wasserspiegellagen, Fließgeschwindigkeiten und Strömungskräfte der Elz wurden mit den hydraulischen Modellen HEC-RAS (1D), CASIMIR (quasi 2D) und FES-WMS (2D) berechnet. Erhobene Wasserspiegelnivellements dienten zur Kalibrierung. Untersucht wurde der Abflussbereich von $1/3 \text{ MNQ} = 180 \text{ l/s}$ bis $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Durch Verschneidung mit den Strukturdaten erhält man ein GIS basiertes räumliches Abbild der Flussbettstruktur und des aquatischen Raumes. Methoden und Grundlagen hierzu sind ausführlich bei SCHNEIDER M.(2001) erläutert.

6.3.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Elz weist im Untersuchungsgebiet eine durchschnittliche Breite von ca. 10 m auf. Das gewogene Gefälle beträgt durchschnittlich 6 ‰.

Staubereich. Von der Einmündung der Kläranlage Niederwinden bis zum Entnahmewehr bzw. dem ehemaligen Wiesenbewässerungswehr verläuft die Elz gestreckt parallel zur B294. Krümmungserosionen treten keine auf. Längsbänke oder andere Laufstrukturen existieren nicht. Infolge von Verlandung und des teilweisen Einfalls des Wiesenbewässerungswehres war 1999 allenfalls ein geringer Rückstau einfluss feststellbar. Das Strömungsbild zeigte sich ebenso wie die Tiefenvarianz wenig divers. Wasserwechselzonen sind aufgrund der steilen Ufer nur marginal ausgeprägt. Vorherrschende Substrate waren Kies, Grobkies und Schotter, in den Uferbereichen traten Sandbänder

auf. Insgesamt war die Substratdiversität gering. In den Anlagen zu Kapitel 6.3.3 findet sich ein Vergleich der simulierten Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten sowie zur kartierten Substratverteilung jeweils vor und nach Neubau des Wehres. Der Einfluss der Stauerhöhung auf die Fließgeschwindigkeiten und auf die Schleppspannungen tritt hier deutlich zu Tage. Bei einer Wasserführung von MQ verringern sich die charakteristischen Fließgeschwindigkeiten von ca. 50-60 cm/s auf etwa 30-40 cm/s. Das Sohlssubstrat im Staubereich bestand infolgedessen 2001 fast nur mehr aus Sand und Grobsand. Schlammablagerungen wurden jedoch keine registriert. Bei Niedrigwasser sinken die Fließgeschwindigkeiten im Staubereich auf Werte unter 10 cm/s. Die Ergebnisse der Choriotoptkartierung Strecke A zeigen das gleiche Bild: Anstelle von Grobkies und Steinen ist zu fast 100% die Sandfraktion getreten (vgl. Anlagen zu Kapitel 6.3.2). Ansonsten weist der Staubereich keinerlei besonderen Sohlenstrukturen auf. Der Einfluss der Wasserkraftanlage wird im Staubereich offenkundig, wenngleich die Stauwurzel dank der Beschränkung des Stauziels nur ca. 300 m zurückreicht.

Das linke Ufer ist durch Steinsatz verbaut, verfügt aber über eine bodenständige Gehölzgalerie. Das rechte Steilufer ist unverbaut und grenzt an eine Wiese an. Hier kommt es zu einigen Uferabbrüchen. Insbesondere der Nahbereich um das Wehr schneidet bzgl. der Bewertung schlechter ab. Der Staubereich ist insgesamt als stark verändert zu beurteilen. Die Elz fließt hier in einem künstlich für die Wiesenbewässerung geschaffenen Flussbett. Zum Talwegverlauf sowie zur Strukturgütebeurteilung siehe Anlage 6.3.2 Längsschnitt L1.

Ausleitungsstrecke. Am Entnahmebauwerk biegt die Elz rechtwinklig ab und verläuft quer zur Talachse durch Grünland bis an den steilen Talrand, um dann erneut rechtwinklig abzubiegen. Diese sehr unnatürlich anmutende Linienführung ist vermutlich ebenfalls Resultat der Flussregulierung vor ca. 300 Jahren zum Zwecke der Wiesenbewässerung. Der anschließende Verlauf unmittelbar entlang der steil aufragenden Talflanke erscheint hingegen natürlich.



Abb. 6.4: Stromschnelle bei B. Blick flussab.

Bis zur Biegung weist die Elz zwei Kolk-Furt-Abfolgen mit mäßiger Tiefenvarianz auf. Das Strömungsbild ist vielfältig. Das Substrat besteht überwiegend aus Grobkies und Steinen sowie Grobsand. Fein- und Mittelkiese hingegen, wichtige Laichsubstrate für Salmoniden, sind nur eingeschränkt vorhanden. Die Ufer der Elz sind beidseitig durch Steinwurf bzw. teilweise verfallenen Steinsatz gesichert. Fischunterstände, Flachwasserzonen sowie Wasserwechselzonen sind kaum vorhanden. Unmittelbar vor der Elzbiegung finden sich ein ausgeprägter Kolk und anschließend eine Stromschnelle, gebildet aus Anstehendem. Das Feinmonitoring der Choriotope

in Strecke B (siehe Anlagen Kapitel 6) ergab keinerlei signifikanten Änderungen infolge der Wasserentnahme. Es wurden auch keine verstärkten Laubablagerungen registriert.

Bereichsweise naturnah zeigt sich der Elzabschnitt von der Biegung in Strecke B bis zur Stauwurzel des Wehr Heitzmannhof (Strecke C). Die Elz verläuft hier natürlich unmittelbar am steilen Talrand und weist rechtsufrig eine standortgerechte Vegetation auf. Durch Bergstürze liegen hier teils große Blöcke in der Elz. Fein- bis Mittelkiese sind aber auch hier selten. Sandablagerungen finden sich hingegen in allen strömungsgeschützten Uferbereichen. Die Ausbildung von naturnahen Uferstrukturen wird von Seiten der Landwirtschaft dabei aber durch fortwährenden Steinwurf bzw. wilden Uferverbau unterbunden. Dies führt zu einer deutlichen Rithralisierung.



Abb. 6.5: Staubereich oberhalb Wehr Heitzmannhof. Blick fluab.



Abb. 6.6: Sturzbett Wehr Heitzmannhof mit Kiesinsel, rechts Fischpass. Blick fluab.

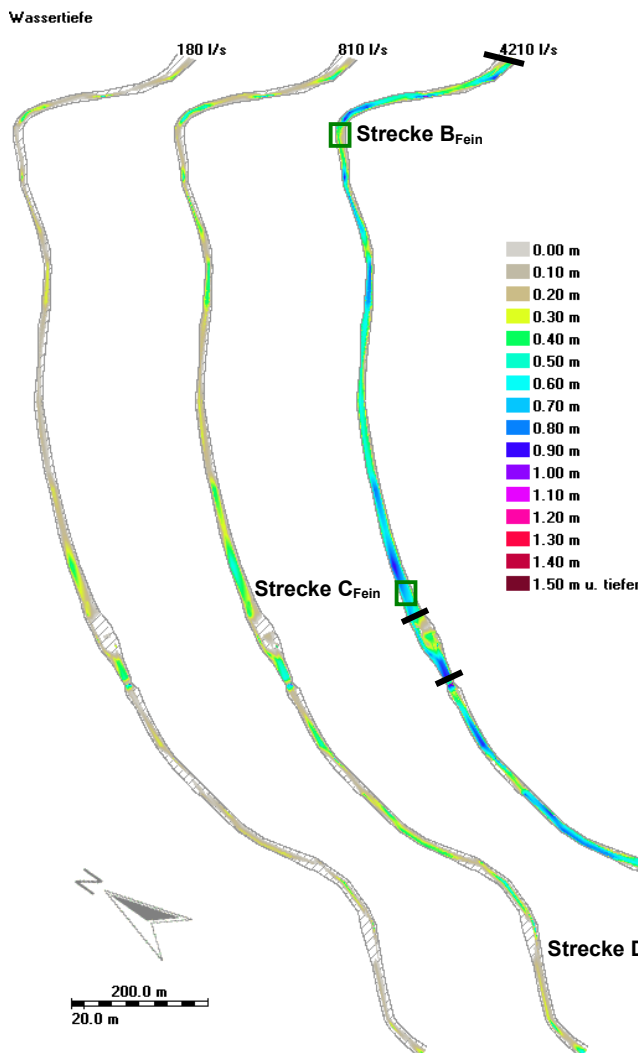


Abb. 6.7: Simulierte Wassertiefen in der Ausleitungsstrecke bei Abflüssen von 0,180 m³/s (1/3 MNQ), 0,810 m³/s (1,5 MNQ) und 4,210 m³/s (MQ)

Farben) dominieren. Wassertiefen von mindestens 30 cm sind durchgehend vorhanden. Die Gewässersohle ist vollständig mit Wasser bedeckt.

Der Staubereich oberstrom des Wehres Heitzmannhof (Strecke C) ist hingegen weitgehend monoton, hier dominiert Grobsand. Die Choriotop-Kartierung ergab aber nur geringe Veränderungen (vgl. Anlagen zu Kapitel 6.3.2).

Eine ausgesprochen große Vielfalt, wenngleich künstlich geschaffen, zeigen die ungesicherten, durch hohe Dynamik geprägten Sturzbettbereiche unterstrom des Steinwehres. Durch den Bau einer Fischrampe sind diese noch aufgewertet worden.

Der Streckenabschnitt C-D weist ebenfalls zwei Kolk-Furt-Abfolgen auf. Die Elz fließt ab dem Pegel Bleibach wieder durch die freie Talaue. Entsprechend finden sich an beiden Ufern wilde Verbaumaßnahmen. Die landwirtschaftliche Nutzung, vorwiegend Grünlandnutzung, reicht unmittelbar bis an die Elz heran.

Wassertiefen. Abb. 6.7 zeigt, dass bei MQ (4,21 m³/s) die Gewässersohle in der Ausleitungsstrecke der Elz nahezu vollständig mit Wasser bedeckt ist. Flachwasserzonen (< 20 cm) sind bei Mittelwasserfhrung auf den Sturzbettbereich unterhalb der beiden Wiesenbewässerungswehre beschränkt. Wassertiefen um 50 bis 70 cm (grün-blaue

Beim Mindestabfluss von 1,5 MNQ (= 0,810 m³/s) ergibt sich ein deutlich anderes Bild: Es dominieren Wassertiefen um 20 bis 40 cm. Die Flächendynamik nimmt zu.

Bei einem Mindestabfluss von 1/3 MNQ würden deutlich mehr Flächen trocken fallen. Dominierend wären dann Wassertiefen um 10 bis 20 cm. Die Durchgängigkeit der Strecke erschiene dann gefährdet.

Auf die Wassertiefen im Staubereich hat der Abfluss nach Inbetriebnahme des Kraftwerkes nur eine sehr unwesentliche Auswirkung und ist durch das Stauziel festgelegt (siehe Anlagen zu Kapitel 6.3.2).

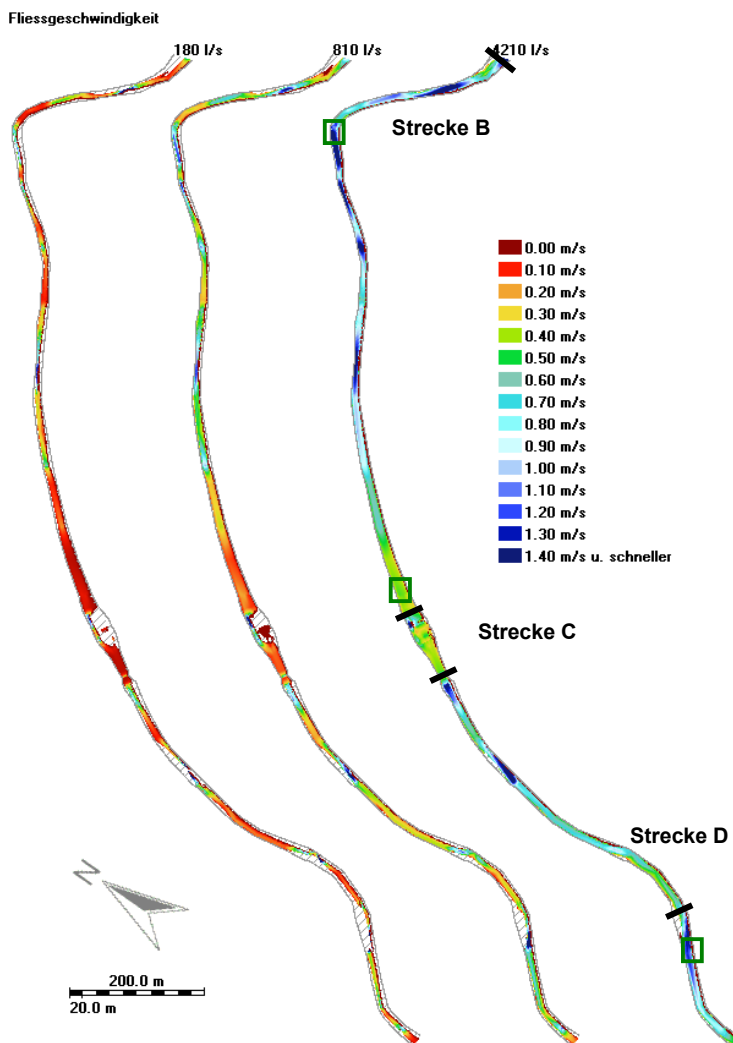


Abb. 6.8: Simulierte Fließgeschwindigkeiten in der Ausleitungsstrecke bei Abflüssen von 0,180 m³/s (1/3 MNQ), 0,810 m³/s (1,5 MNQ) und 4,210 m³/s (MQ).

Strecke B) sowie die Sturzbettbereiche der Wiesenbewässerungswehre. Durch den Bau der Rampen haben sich die Strukturen noch erhöht. Die festgesetzte Restwassermenge reicht aus, um die gesamte Sohle zu überströmen, die Schnellen fallen nicht trocken.

Deutlich gestört hingegen erscheinen die künstlich rückgestauten Bereiche oberhalb der Wiesenbewässerungswehre. Die Dauer des kritischen Rückstau einfluss oberhalb des Wehr Heitzmannhof (Strecke C) hat sich durch die Wasserentnahme wesentlich verlängert.

Für die Unterscheidung zwischen lotischen (schnellfließenden) und lentischen (langsamfließenden) Bereichen wird häufig der Schwellenwert 0,3 m/s herangezogen. Als charakteristische Fließgeschwindigkeit für die Untere Forellenregion gibt SCHNEIDER M. (2001) Werte von $\geq 0,40$ m/s an.

Die Simulation zeigt deutlich, dass bei einem Abfluss von 4,2 m³/s der Strömungscharakter der gesamten Ausleitungsstrecke schnellfließend ist. Stillwasserbereiche kommen praktisch nicht vor.

Beim Mindestabfluss von 0,810 m³/s sind zwar noch immer schnellfließende Bereiche vorhanden. Es sind aber bereits deutlich mehr lotische Zonen zu verzeichnen. Bei 1/3 MNQ dominieren Fließgeschwindigkeiten von unter 0,15 m/s. Der typische Fließgewässercharakter geht damit verloren. Mit zunehmendem Abfluss wachsen die lotischen Zonen deutlich an.

Insgesamt zeigte die Ausleitungsstrecke nur eine geringe Tiefen-, Strömungs- und Substratvariabilität auf. Ausgeprägte Sohlstrukturen wie Querbänke, Längsbänke oder Kolke sind selten. Ausnahmen bilden der Bereich direkt in der Elzkurve (Strecke

7 Physikalisch-chemische Faktoren

Im Rahmen der Studie wurden chemisch-physikalische Messungen für belastungsrelevante Parameter durchgeführt. Die Messungen geben Aufschluss über die Nährstoffverhältnisse und evtl. auftretende Gewässerbelastungen. Die Konzentration der Inhaltsstoffe gibt Hinweise auf die Güteklasse. Der Wassertemperatur kommt eine besondere Stellung zu, da sie nahezu alle physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge im Gewässer beeinflusst. Verschiedene Studien (z.B. GIESECKE ET. AL, 2001) zeigen, dass es infolge von übermäßigen Wasserentnahmen, insbesondere in den Sommermonaten, zu einer beträchtlichen Temperaturerhöhung in der betroffenen Fließstrecke kommen kann. Die Änderungsrate der Wassertemperatur ist dabei abhängig von vielen Parametern, wie z. B. der Beschattung durch Ufervegetation, Grundwasserzutritte etc.

7.1 Untersuchungsrahmen und Methoden

Die Messung von Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und pH-Wert erfolgte potentiometrisch direkt im Gelände mit den Geräten Lf95, Oxi96 und pH330 von WTW. Die Wasserinhaltsstoffe ortho-Phosphat, Ammonium, Nitrat und Nitrit wurden anfänglich photometrisch und titrimetrisch mit Visocolor-Schnelltests von Machery & Nagel erfaßt. Die letzten Messungen erfolgten mittels Filterphotometer (Nanocolor 50, Machery & Nagel) und mit den entsprechenden Reagenziensätzen.

Um Trends in der Temperaturveränderung bzw. das eventuelle Überschreiten von ökologisch relevanten Grenztemperaturen zu analysieren, wurden am Ende der Ausleitungsstrecke (Strecke D) sowie im Staubereich (Strecke A) kontinuierlich registrierende Temperaturlogger vom Typ MINI-LOG-T von Vemco eingebaut.

7.2 Ergebnisse und Diskussion

Leitfähigkeit und PH. Die chemisch-physikalischen Parameter Leitfähigkeit und pH-Wert (siehe Anlagen zu Kapitel 7.2) weisen die Elz bei Bleibach als mineralienarmes Silikatgewässer aus. Die Leitfähigkeit, ein Maß für die Menge der Inhaltsstoffe, lag mit Werten zwischen 65 und 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Bereich der für gering belastete Silikatbäche typischen Werte. Ein Einfluss der Kläranlage Niederwinden, die oberhalb der Strecke A einmündet, lässt sich nicht erkennen. Die Leitfähigkeitswerte waren 2000 und 2001 in der Strecke D gegenüber den oberhalb liegenden Strecken immer etwas erhöht. Dies beruhte auf den etwas höheren Leitfähigkeitswerten des kleinen Wiesenbaches, der im Bereich der Strecke D in die Elz mündet. (Messwerte nicht aufgeführt). Der pH-Wert schwankte 1999 um den Neutralpunkt, in den darauffolgenden Jahren lag er meist näher bei 8. Das Problem der Versauerung tritt nicht auf.

Temperatur. Mit einer Wassertemperatur von unter 20 °C ist die Elz den sommerkalten Gewässern zuzuordnen. In Anlage 7.2 finden sich Auszüge aus den aufgezeichneten Temperaturganglinien für die Sommer 1999 und 2001, also jeweils vor und nach dem Bau der Anlage. Vergleicht man die kritischen Sommermonate vor und nach Bau der Anlage, so lassen die Temperaturaufzeichnungen phasenweise einen geringen Anstieg der Aufwärmspanne um ca. 1,0° C erkennen. Insgesamt kann festgestellt werden, dass bei Betrieb der Wasserkraftanlage die Vorzugstemperatur der Bachforelle adult von ca. 18 °C in der Ausleitungsstrecke im August 2001 an einzelnen Tagen überschritten wurde. Kurzzeitige Erhöhungen auf ca. 20 °C können von der Bachforelle aber toleriert werden (Letaltemperatur ca. 26 °C nach REICHENBACH-KLINKE, 1980). Im Rahmen der Untersuchung wurden zudem mehrfach Wassertemperaturen entlang der Fließstrecke gemessen (vgl. Anlagen zu Kapitel 7.2). Eine signifikante Veränderung des Temperaturregimes konnte dabei nicht festgestellt werden.

Sauerstoff. Die Sauerstoffsättigung lag vor allem in den Monaten August und November unter 100 Prozent. Dies weist auf eine leichte organische Belastung der Elz hin, welche durch Mikroorganismen unter Sauerstoffverbrauch abgebaut wird. Im Frühjahr kam es meist zu einer Sauerstoffübersättigung, da die zu diesem Zeitpunkt in Fließgewässern aufkommenden Kieselalgen mehr Sauerstoff produzierten, als durch Abbauprozesse verbraucht wurde. Eine Ausnahme bilden die Werte vom Mai 2000. Hier lagen die Sättigungswerte in den drei oberen Strecken nur knapp über 70 %. Vermutlich war es oberhalb der Versuchsstrecken zum Eintrag von organischem Material (Kläranlagen, Gülle) in die zu diesem Zeitpunkt nur wenig Wasser führende Elz gekommen. Der Verbrauch durch die sauerstoffzehrenden Prozesse beim Abbau überwog die Sauerstoffproduktion der Kieselalgen und konnte auch durch den physikalischen Eintrag von Sauerstoff aus der Luft nicht ausgeglichen werden. Ein negativer Einfluss der Kläranlage Niederwinden lässt sich auch bei den Sauerstoffwerten nicht erkennen.

Nährstoffe. Der Gehalt an Nährstoffen (vgl. Anlagen zu Kapitel 7.2) deutete meist auf Güteklasse I-II (gering belastet) hin. Der Zulauf der Kläranlage Niederwinden (oberhalb Strecke A) führte auch nicht zu einer Zunahme der Nährstoffkonzentrationen. Nitrit, Ammonium und ortho-Phosphat lagen im August 2001 etwas (Güteklasse II, mäßig belastet) und im November 2001 deutlich (Güteklasse II-III, kritisch belastet) höher.

Der Ammoniumgehalt sollte in Oberflächengewässern den Wert von 0,1 mg/l nicht überschreiten, der Richtwert für Nitrit liegt bei 0,01 mg/l (HÜTTER, 1990). Diese Richtwerte wurden im November 2001 v.a. in den Strecken C und D überschritten. Der Stickstoffparameter Ammonium, ein Abbauprodukt aus Harnstoff, wird bakteriell über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Nach LANGE & LECHER (1993) ist bei einem Verhältnis Ammonium zu Nitrit wie 5:1 eine Abwasserbelastung wahrscheinlich, dies trifft im November 2001 auf alle Strecken zu.

Langjährige Messdaten. Mit in die Betrachtung einbezogen wurden die Ergebnisse der langjährigen Datenerfassung der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU 2000, Meßstelle Riegel 2). Riegel ist die nächstgelegene Erfassungsstelle für regelmäßige chemische Messungen an der Elz, liegt jedoch ungefähr 25 km unterhalb Bleibach.

In den Anlagen zu Kapitel 7.2 sind die Mittelwerte, die Maxima und die Minima der langjährigen Messungen tabellarisch zusammenfassend dargestellt. Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und die Nährstoffe zeigten keine auffallenden Schwankungen. Ebenso wenig hatten Chlorid und Fluorid oder Cadmium und Quecksilber besonders hohe Maxima.

Auffällig sind hingegen Mangan, Blei, Chrom, Kupfer, Zink und Nickel. Diese Ionen waren im Juni 1998 und im März 1999 gegenüber den langjährigen Werten deutlich und im August und September 1999 extrem erhöht.

NACH HÖLL (1986) und HÜTTER (1990) liegt Mangan in Fließgewässern selten über 1-2 mg/l Mn (in der Elz bis 230 mg/l), das fischtoxische Blei im Bereich weniger µg (an der Elz bis 17,6 mg/l), das cancerogene Chrom meist unter 1 µg/l Cr (an der Elz bis 7,4 mg/l) und Zink meist unter 0,02 mg/l Zn (an der Elz bis 74 mg/l). Der Ursprung dieser sehr auffallenden Belastung ist wohl in der metallbearbeitenden Industrie (Metallbeizen, Galvanisierungsanlagen) zu suchen.

Wo an der Elz oder einem Seitengewässer die Einleitungen erfolgten, ist unbekannt. Aber auch wenn Riegel unterhalb der beiden Städte Waldkirch und Emmendingen liegt, könnten die toxischen Konzentrationen die Begründung liefern für die registrierte Artenarmut des Makrozoobenthos (siehe Kapitel 9) im ersten Jahr der Untersuchungen. Da im Jahr 2000 und 2001 bis zum Abschluss der Untersuchungen keine so extremen Werte mehr gemessen wurden, könnte dies die Zunahme der Artenvielfalt erklären.

8 Aquatische Vegetation

Der Schwerpunkt der Vegetations-Erfassung lag bei den höheren Wasserpflanzen, die das ständig durchflossene Gewässerbett besiedeln (aquatischer Gewässerbereich). Flora und Vegetation im Ufer- und Auenbereich wurden in einem separaten Gutachten im Auftrag der WKV (Büro ILN, Dr. Volker Späth) untersucht.

8.1 Untersuchungsrahmen und Methodik

Die Aufnahmen im Gelände erfolgten im August / September 1999 und im August 2001. Bei der Erhebung wurden Artenlisten mit Angabe der Abundanzen für jeden aufgenommenen Abschnitt erstellt. Ferner wurden die wichtigsten Wassermoose erfasst und Vorkommen der Borstenrotalge (*Lemanea cf. fluviatilis*) notiert. Auffällige Algenformen wurden vermerkt, aber nicht näher bestimmt.

Bei der Erhebung wurden Untersuchungsstrecken nicht auf gesamter Länge erfasst. Stark rückstau-beeinflusste Teilbereiche (wie in den Abschnitten A, C und D) sowie Abstürze wurden nicht näher untersucht.

8.2 Ergebnisse und Diskussion

Generelle Charakterisierung. Der untersuchte Flussabschnitt der Elz gehört aus Sicht der Wasservegetation zu einem Übergangsbereich, in dem die von Moosen und Algen dominierte Flusszone allmählich übergeht in eine Zone, in der höhere Wasserpflanzen wie Schildwasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*) oder Hakenwasserstern (*Callitriche hamulata*) stärker hervortreten. Physiografisch beruht dieser Wandel in der Zusammensetzung der Wasservegetation auf der stetigen Verringerung der Fließgeschwindigkeiten in der Elz. Gewässertypologisch kennzeichnet diese Zone den Übergang vom Bergfluss zum Flachlandfluss.

In den oberen, gefällereichen Flussabschnitten der Elz treten so hohe Fließgeschwindigkeiten auf, dass die genannten höheren Wasserpflanzen nur ausnahmsweise an strömungsgeschützten Stellen Lebensmöglichkeiten finden. Einen weiteren, die Lebensmöglichkeiten der höheren Wasserpflanzen



Abb 8.1: Flutende Makrophytenbestände, wie im obigen Bild, kamen in der Elz bei Bleibach über den gesamten Untersuchungszeitraum lokal nur einzeln vor.

begrenzenden Faktor stellen die häufigen Geschiebebewegungen an der Gewässersohle dar.

Demgegenüber sind die Wassermoose und Algen (insbesondere die Borstenrotalge *Lemanea fluviatilis*) an die extremen Lebensbedingungen der gefällereichen Bergbachabschnitte angepasst. Sie ertragen die hohen Fließgeschwindigkeiten und können sich nach mechanischen Beschädigungen infolge Geschiebetriebs relativ rasch regenerieren. Sie stellen die typischen Besiedler der Silikat-Bergbäche dar.

Untersuchungsbefund. Die Ergebnisse der Kartierung sind in den Anlagen zu Kapitel 8.2 tabellarisch dargestellt. Die untersuchten Abschnitte wurden in beiden Untersuchungsjahren nur von sehr wenigen höheren Wasser-

pflanzen besiedelt. Neben zwei ‚echten‘ Wasserpflanzen (Schild-Wasserhahnenfuß und Haken-Wasserstern) waren lediglich zwei weitere Arten (Rohrgranzgras und Flecht-Straußgras) zu finden, deren typischer Lebensraum die gelegentlich überspülten Ufer darstellt.

Die Gesamtbedeckung der höheren Wasserpflanzen am untersuchten Gewässerbett lag bei allen untersuchten Teilabschnitten immer unter 1%.

Die Borstenrotalge *Lemanea fluviatilis* wurde in allen untersuchten Teilabschnitten der Elz angetroffen. Sie besiedelt bevorzugt die stärker fließenden Bereiche, insbesondere Rauschen. In den Teilabschnitten der Strecken C und D war sie zahlreich vertreten (Bedeckungsgrad bis 5%).

In den strömungsarmen Staubereichen bildeten sich in beiden Untersuchungsjahren vorherrschende Algenteppiche auf der Gewässersohle aus, die alle anderen für die Elz typischen Wasserpflanzen (*R. peltatus*, *C. hamulata*, die Wassermoose sowie die Borstenrotalge) überwuchern und so „ersticken“. Die rückstaubeinflussten Bereiche besitzen daher eine stark gestörte Wasservegetation, wie sie für einen kleinen Berglandfluss wie die Elz ganz und gar untypisch ist. Betroffen sind die Abschnitte A (1999 Teilbereich, 2001 komplett), C (Teilbereich), D (Teilbereich) und die Referenzstrecke R (Teilbereich).

Da sich der Rückstaueinfluss im Abschnitt A durch die Stauerhöhung verstärkt hat, ist von 1999 bis 2001 bezüglich der Wasservegetation eine deutliche Verschlechterung eingetreten. An den übrigen untersuchten Abschnitten gibt es dagegen keine auffälligen Veränderungen.

Unter den untersuchten Strecken besitzen Teilbereiche der Abschnitte B, C und D eine für die Elz vergleichsweise typische Wasservegetation.

Aus vegetationskundlicher Sicht positiv zu erwähnen ist die im Jahr 2001 neu entstandene kleine Kies- und Schotterbank unterhalb des umgebauten Absturzes im Abschnitt D. Diese Uferbank trug im August 2001 eine aufgelockerte Vegetationsdecke mit einer ganzen Reihe von Pflanzen, wie sie für solche häufig überschwemmten und morphologisch ständig in Veränderung begriffenen Fluss-Kleinlebensräume typisch sind.

9 Makrozoobenthos

Unter dem Begriff „Makrozoobenthos“ versteht man die Gesamtheit der an der Gewässersohle lebenden, noch mit bloßem Auge sichtbaren wirbellosen Tiere (Eintags-, Stein-, Köcherfliegenlarven, Schnecken, Würmer etc.). Das Makrozoobenthos spielt eine wichtige Rolle für das Selbstreinigungsvermögen von Fließgewässern und ist gleichzeitig wichtiger Baustein der Nahrungskette (Fischnährtiere). Das benthische Besiedlungsmuster eines Fließgewässers wird durch eine Vielzahl unterschiedlicher Faktoren bestimmt, die sich aber allein schon wegen der Körpergröße der Organismen wesentlich von jenen der Fische unterscheiden. Wichtige Faktoren sind u.a. die sohnahen Strömungskräfte sowie das kleinräumige Choriotopegefüge (Substrate, Algen etc.). Der zeitlich-räumlichen Dynamik kommt ebenfalls eine große Bedeutung zu.

Im Rahmen der Untersuchung wurde das Makrozoobenthos quantitativ und halb-quantitativ beprobt. Für ausgewählte Zeigerarten wurden die hydraulischen Habitateignungen simuliert.

9.1 Quantitative Benthosbeprobungen

9.1.1 Untersuchungsrahmen und Methoden

Jeweils im Mai und im Oktober / November der Jahre 1999, 2000 und 2001 erfolgte die quantitative Erfassung der Makrozoobenthosorganismen in den 20 m Teilabschnitten der fünf Untersuchungsstrecken. Im ersten Jahr wurden in jeder Strecke aufgrund der Substratverteilung und der Strömungsverhältnisse drei Bereiche zur Probennahme bestimmt, die in den Folgejahren wieder aufgesucht wurden. In jedem Bereich wurden drei Proben mit einer Fläche von 0,3 m² besammelt. Die Proben setzten sich aus 3 Surberproben (à 0,1 m²), die auf ähnlichen Choriotopen genommen wurden, zusammen. Falls der Wasserstand für den Surber-Sampler zu hoch oder die Fließgeschwindigkeit zu gering waren, wurden 5 Käscherzüge (à 0,06 m²) mit dem Handnetz genommen. Die Probestellen sind in den Anlagen zu Kapitel 9.1 detailliert beschrieben.

Jeweils im August der Jahre 1999, 2000 und 2001 wurden die Organismen an jeder der fünf Strecken auf einer Fläche von 0,5 m² halbquantitativ mit einem Handnetz unter Berücksichtigung der häufigsten Choriotope erfasst. Die Proben wurden mit 95-prozentigem Alkohol konserviert. Im Labor wurden die wirbellosen Tiere aus dem Probenmaterial aussortiert, gezählt und mittels Stereolupe möglichst bis auf das Artniveau bestimmt.

Aus den Daten wurden die Zahl der Taxa, die Individuenhäufigkeiten und verschiedene ökologische Maßzahlen berechnet. Siehe hierzu Anlage 9.1 - Ergänzungen zu den ökologischen Maßzahlen.

9.1.2 Beprobungsergebnisse

Eine genaue Aufstellung der Taxa, die an den einzelnen Probestellen gefunden wurden, findet sich in den Anlagen zu Kapitel 9.1. Ebenso finden sich dort Tabellen, in welchen die Befunde zusammengefasst dargestellt sind.

Insgesamt wurden an der Elz von 1999 bis 2001 161 Taxa nachgewiesen. Davon wurden im Jahr 1999 99 Taxa, im Jahr 2000 112 Taxa und 2001 sogar 141 Taxa gefunden. In den beiden Jahren nach der Bau- und Inbetriebnahme der Anlage kam es also zu einer Zunahme der Arten. Der Aspekt der starken Zunahme der Taxazahlen wird auch deutlich, wenn man die jahreszeitlichen Aspekte berücksichtigt und die monatlichen Proben der verschiedenen Jahre vergleicht. Insgesamt wurden in den Maiproben 100 Taxa nachgewiesen, davon vor Beginn der Baumaßnahmen im Mai 1999 im Mittel 17 Taxa/Probe, im Mai 2000 29 Taxa/Probe und im Mai 2001 28 Taxa/Probe. In den Augustproben waren es insgesamt 117 Taxa, davon 1999 im Mittel 22, 2000 27 und 2001 49 Taxa/Probe. Im November verteilten sich die nachgewiesenen 128 Taxa im Mittel auf 18 Taxa/Probe im Jahr 1999, 30 im November 2000 und 35 im November 2001. Die Zunahme der Taxazahlen war

in den staubeeinflussten Strecken A und C nicht ganz so stark wie in den anderen Strecken, jedoch auch auffallend. Auch in der Referenzstrecke R nahm die Taxazahl zu.

Die Individuenzahlen nahmen in den Maiprobe von 1999 nach 2000 zu, nach 2001 jedoch wieder ab. In den Proben B1 und D1 sank die Zahl 2001 unter die Werte von 1999, Dies könnte damit zusammenhängen, dass diese Stellen bei niedrigem Wasserstand trocken fielen. In den Augustproben nahmen die Individuenzahlen von 1999 nach 2000 z. T. ab, vermehrten sich jedoch bis 2001. Keine eindeutige Tendenz in der Entwicklung der Individuenzahlen war bei den Herbstproben zu sehen. Die niedrigsten Individuenzahlen wurden immer in den staubeeinflussten Strecken A und C gefunden.

Die Gewässergüte lag i.a. bei II (mäßig belastet), die Saprobienindizes lagen meist kleiner 2,0. Einzelne Proben entsprachen auch Güteklasse II-III (kritisch belastet). Es handelte sich dabei um Proben aus der eintönig fließenden, staubeeinflussten Strecke A und um Proben von der Probestelle C3, welche in einem sandig-schlammigen, fast stehenden Bereich liegt. Die langjährige Gütedaten (LFU, 2000) zeigen ein seit zehn Jahren unverändertes Bild: bis Gutach, d.h. unterhalb der Ausleitungsstrecke, besitzt die Elz Güteklasse I-II, nach der Einmündung der Wilden Gutach Güteklasse II.

Diversität und Evenness zeigten keine auffälligen Verschiebungen.

Die Lebensgemeinschaften wurden in den etwas langsamer überströmten Probestellen von den Weidegängern und Feinsedimentfressern dominiert. In den Probestellen mit höheren Fließgeschwindigkeiten dominierten die Filtrierer, die sich von kleinen organischen Partikeln aus der fließenden Welle ernähren, z.B. Hydropsychidae (netzbauende Köcherfliegen) und Simuliidae (Kriebelmücken). Die Zersetzer von Falllaub, wie Flohkrebse, welche in einem gehölzbestandenen Mittelgebirgsfluß in größerer Zahl zu erwarten wären, machten nur einen geringen Prozentsatz aus.

Der Rhithron-Ernährungstypen-Index lag meist unter 0,5, d.h. die Elz hat im Untersuchungsbereich einen eher potamalen Charakter. Die niedrigsten Werte wurden in der langsam durchströmten Strecke C erreicht und an der Probestelle B3, wo auf schnell überströmten Fels die Filtrierer dominierten. Die höchsten in der Schnelle der Strecke D.

9.2 Benthos-Habitatmodellierung

Durch die Wasserausleitung und den Aufstau der Elz verändern sich benetzte Sohlflächen sowie sohlnahe Strömungsmuster. Benthisch lebende Tiere sind davon direkt über die angreifenden Kräfte oder indirekt über die Korngrößenverteilung oder den An- und Abtransport von Stoffen betroffen. Die sohlnahe Strömung ist dabei nur ein Aspekt von mehreren habitatbestimmenden Größen. Sie ist zwar notwendiges, aber nicht hinreichendes Kriterium für das Vorkommen von Arten, wie auch die Untersuchungsbefunde in der Elz, bzw. die eingetretenen Verbesserungen im Untersuchungszeitraum belegen (siehe Abschnitt 9.1.2).

9.2.1 Methoden und Untersuchungsrahmen

Im Rahmen der Studie wurden die hydraulischen Habitateignungen der Elz für drei benthische Taxa simuliert.

Basisinformationen für die Modellierung sind quantitative Angaben zu den Strömungsansprüchen der zu untersuchenden Organismen. Am Beispiel der in der Elz sehr häufig vorkommenden netzbauenden Köcherfliegenlarven lassen sich die Strömungsansprüche sehr bildhaft erklären: *Hydropsychidae* bauen sich ein Fangnetz zum Nahrungserwerb. Bei zu geringer Strömung fällt es in sich zusammen, bei zu starker Strömung zerreißt es.

Für die Modellierung wurde zunächst das ausschließlich auf FST- Halbkugel-Messungen basierende statistische Modell nach JORDE (1997) verwendet. Hierzu wurden für jede Versuchsstrecke meh-

rere hundert Halbkugelmessungen bei verschiedenen Abflüssen durchgeführt. Eine ausführliche Beschreibung findet sich bei SMMO (1999). Der Modellansatz wurde im Rahmen des Projektes so weiterentwickelt, dass nur mehr wenige Halbkugelmessungen für die Kalibrierung benötigt werden

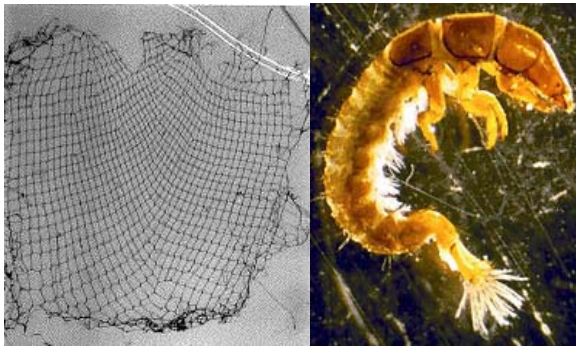


Abb. 9.1: Netz der Köcherfliegenlarve *Hydropsyche siltalai*.

und eine direkte Kopplung mit dem Hydraulikmodell bzw. dem digitalen Gerinnemodell möglich ist. Die Datensätze aus den Halbkugelmessungen wurden zur Modell-Validierung herangezogen. Der Ansatz wird im Rahmen einer Dissertation weiter ausgearbeitet. Vorgehensweise, Grundlagen und Erläuterungen hierzu finden sich in Anlagen 9.2 -Ergänzungen zur Benthos-Modellierung.

Basierend darauf wurden die Habitateignungen der Taxa *Hydropsyche siltalai* (Köcherfliegenlarve), *Simulium reptans* (Zweiflügler, Mücke) und Hydracarina (Wassermilbe) modelliert. Es wurde

auf Standardpräferenzkurven nach DVWK (1999) zurückgegriffen (siehe Anlagen zu Kapitel 9.2.1).

9.2.2 Modellierungsergebnisse

Die Anlagen zu Kapitel 9.2 zeigen beispielhaft einen Längsschnitt der simulierten Habitateignung für die Taxa *Hydropsyche siltalai*, *Simulium reptans* und Hydracarina bei einem Abfluss von 0,810 m³/s. Als Maßzahl für die Lebensraumqualität dient der Index HHS (Hydraulic-Habitat-Suitability), welcher die gemittelte Habitateignung des Querschnittes zwischen 0 (= ungeeignet) und 1 (= optimal geeignet) ausdrückt.

Analog zu den Beprobungsergebnissen liefert die Modellierung bei 1,5 MNQ (0, 810 m³/s) sowohl für rheophile als auch für limnophile Arten in der Ausleitungsstrecke lokal gut geeignete Habitate. In den künstlich rückgestauten Bereichen der Ausleitungsstrecke (Teilstrecken von C, D) sowie in der Strecke A ergeben sich für rheophile Taxa hingegen nur sehr schlechte Habitateignungen. Auch dies deckt sich mit den Ergebnissen der Beprobungen.

9.3 Diskussion

Bei den im ersten Untersuchungsjahr gefundenen Arten handelt es sich um strömungsliebende Arten, wie sie allgemein in rhithralen Fließgewässern verbreitet sind. Anspruchsvollere Arten, z. B. aus der Ordnung der Steinfliegen, waren kaum vertreten. Es dominierten Zuckmücken, Kriebelmücken und Köcherfliegen der Gattung *Hydropsyche*. In den beiden weiteren Untersuchungsjahren traten mehrere Taxa der Steinfliegen, Arten der Eintagsfliegenfamilie Heptageniidae und einige Köcherfliegenarten auf. Diese Arten haben besondere Ansprüche sowohl an naturnahe Strukturen im Gewässer als auch an Gewässergüte.

Die Befunde von 1999 wiesen einerseits auf eine Strukturarmut der bereits vor Bau der Wasserkraftanlage in diesem Bereich regelmäßig durch die Wiesenbewässerungswehre aufgestauten Elz hin. Andererseits zeigten sie auch eine gewisse Belastung des Gewässers durch Einleitungen oder Einträge aus dem Umland weiter oberhalb an.

Die positiven Veränderungen in den Lebensgemeinschaften waren an allen Untersuchungsstrecken, auch in der Referenzstrecke, zu erkennen, d.h. es ist eine Verbesserung der ökologischen Gesamtsituation eingetreten, die nicht mit der Ausleitungsstrecke und den Baumaßnahmen zusammenhängt. Die Ursachen dieser gesamtökologischen Verbesserung sind unklar. Eine mögliche Erklärung könn-

ten die im Sommer 1999 an der kontinuierlichen Gütemessstelle registrierten Schwermetallbelastungen der Elz darstellen (siehe Kapitel 7).

Auf Grund des großzügig bemessenen Mindestabflusses konnten sich die Verbesserungen auch in der Ausleitungsstrecke auswirken; in den staubeeinflussten Strecken jedoch weniger als in den freifließenden Abschnitten.

Hydropsychidae können als biologisches Maß für eine ausreichende Mindestwasserregelung verwendet werden, weil sie zahlreich vorkommen und rheobiont sind. Sie reagieren empfindlich auf Veränderungen im Abflussgeschehen, sind aber gegenüber einer mäßigen Gewässerbelastung unempfindlich. Ihre Zahl nahm nach Einrichtung der Ausleitungsstrecke nicht ab. Ein Vergleich der Modellierungsergebnisse mit den Beprobungsergebnissen zeigt klare Übereinstimmungen. So beträgt der HHS-Index für die Köcherfliege *Hydropsyche siltalai* auf Teilabschnitten der Strecke B beispielsweise 0,6 bis 0,8. Die Abundanz von Hydropsychiidae war hier ebenfalls sehr hoch.

Zusammenfassend lässt sich aus den Beprobungsergebnisse in Kombination mit der Habitatmodellierung feststellen, dass die festgelegte Mindestwasserregelung für den Erhalt von gewässertypischen Fließgewässer-Habitaten insbesondere in den freien Fließstrecken ausreicht. Die künstlich rückgestauten Bereiche weisen eine eher gewässeruntypische Besiedlung und Habitatstruktur auf. Durch die Wasserentnahme und die Stauerhöhung tritt dies deutlicher zu Tage.

Modelltechnisch ist anzumerken, dass der Verlauf des HHS-Längsschnittes eine extreme Varianz, insbesondere im Vergleich mit der nach multikriteriellen Methoden durchgeführten Modellierung für die Fische aufweist. Bei Berücksichtigung weiterer wichtiger Parameter wie z. B. Substrat, Vegetation und Licht ließe sich die Aussagekraft der Modellierung sicher weiter präzisieren. Hier ist weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf auf methodischer Seite angezeigt.

10 Fische

Auswirkungen auf die Fischfauna infolge des Wasserkraftprojektes wurden umfassend anhand von Elektrofischungen sowie mit dem Werkzeug der Habitatmodellierung untersucht. Zudem erfolgten Funktionskontrollen der neugebauten Fischpässe und Rauen Rampen sowie eine generelle Beurteilung der Fischabstiegsproblematik.

10.1 Fischregion und potentielle Fischfauna



Abb. 10.1: Letzter dokumentierter Lachsfang in der Elz (1958). Aus BARTL *et al.* (1993) zitiert nach LVB.

Gemäß Fischgewässerverordnung ist die Elz von der Quelle bis zum Zusammenfluss mit der Dreisam insgesamt als Salmonidengewässer eingestuft, „in denen das Leben der Fische solcher Art wie Lachse (*Salmo salar*), Bachforellen (*Salmo trutta*), Äschen (*Thymallus thymallus*) ... erhalten wird oder erhalten werden könnte“. Nach ARGE REGIOPLAN & TROSCHEL (1999) ist für die Elz historisch belegt, dass:

- der Lachs bis zum Kollnauer Wehr oberhalb Waldkirch kam, wo er um 1880 nicht selten gefangen wurde,
- die Barbe bis Buchholz,
- die Äsche bis zur Gutachmündung,
- die Bachforelle entlang der gesamten Elz vorkamen.

Kleinfischvorkommen sind nicht überliefert. Der letzte Lachsfang in der Elz, gleichsam der letzte in ganz Baden, wurde am Wehr im Ort Wasser (in der Nähe von Riegel) im Jahre 1958 dokumentiert (siehe Abb. 10.1). Ob der Lachs jemals bis ins Projektgebiet bei Bleibach/Niederwinden aufgestiegen ist, geht aus den historischen Quellen nicht direkt hervor. Da Kollnau aber nur kurz unterhalb des Projektgebietes liegt, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass der Lachs vor Bau des Kollnauer Wehres auch die Elz um Bleibach aufgesucht hat.

Befischungsdaten aus dem Jahre 1991 belegen vom Mündungsbereich bis Oberprechtal (Oberlauf) das Vorkommen von 21 Fischarten sowie eine Rundmäulerart. Der gesamte Elzlauf lässt sich entsprechend den Gefälle- und Breitenverhältnissen in die Fischregionen "Obere Forellenregion", "Untere Forellenregion", "Äschenregion" und "Barbenregion" einteilen. Die Übergänge zwischen den Fischregionen sind fließend. Das Projektgebiet zwischen Winden und Gutach wurde als "untere Forellenregion" (= Metarhithal) mit der Leitfischart Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) und den Kleinfischarten Koppe (*Cottus gobio*), Schmerle (*Barbatula barbatula*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und Bachneunauge



Abb. 10.2: von oben: Leitfischart Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) und typische Kleinfischarten Koppe (*Cottus gobio*), Schmerle (*Barbatula barbatula*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und Bachneunauge (*Lampetra planeri*).

(*Lampetra planeri*) charakterisiert. Als Laich- und Aufwuchshabitat wird die Untere Forellenregion aber auch von einer ganzen Reihe anderer Wanderfischarten, wie z.B. dem Lachs (*Salmo salar*) aufgesucht.

10.2 Quantitative Elektro-Befischungen

10.2.1 Methode und Untersuchungsrahmen

Erhebungen zu den Fischbeständen erfolgten durch Elektrobefischungen im August 1999, im Oktober 1999 sowie im Oktober 2001. Die Befischungen im August 1999 waren qualitativ und dienten unter anderem der Ermittlung von Habitatpräferenz-Ansprüchen für die Modellierung.

Die Befischungen im Oktober 1999 und 2001 wurden quantitativ nach der Wegfang-Methode durchgeführt. Die Befischungstrecken mit Längen zwischen 60 und 100 m wurden dazu nach oben und unten abgesperrt. Als obere Grenzen der Strecken C und D dienten die beiden Wiesenbewässerungswehre. Nach oben offene Stellen (B, A, R) sowie jeweils die unteren Grenzen der Bereiche wurden mit einem engmaschigen Netz (4 mm) abgeriegelt (siehe Abb. 10.4).

Zur möglichst vollständigen Erfassung der Fische wurden zwei parallel flussauf watende Befischungsteams eingesetzt. Ein bis zwei Personen wateten dabei parallel hinter den Anodenführern und nahmen die durch das Stromfeld narkotisierten Fische direkt aus dem Wasser oder aus den Anodenkeschern mit gewöhnlichen Keschern auf (siehe Abb. 10.3).



Abb. 10.3: Befischungsaktion bei Stelle B



Abb. 10.4: Abspernetz bei B



Abb. 10.5: Hälterung



Abb. 10.6: Vermessung der Fische

Die Fische wurden in Eimern zu einer Messstation gebracht und ihre Körperlänge auf 0,2 cm Genauigkeit bestimmt (siehe Abb. 10.6). Pro Strecke wurden so je drei Befischungsdurchgänge durchgeführt, wobei jeweils alle Fische entnommen und zwischengehälterte (Abb. 10.5) wurden. Nach Beendigung der Aufnahme wurden die Tiere wieder gleichmäßig im Gewässer verteilt.

Die Instandhaltung der Absperrfunktion der Netze bedingte jeweils einen sehr hohen zeitlichen (personellen) Aufwand, da die Laubdrift sehr rasch zu einer Verstopfung des Netzes führte und dasselbe häufig „gereinigt“ werden musste (hierbei kann ein Entweichen einzelner Fische nicht ausgeschlossen werden). Der Staubereich ließ im Oktober 2001 infolge der Stauerhöhung methodisch bedingt keine sinnvollen quantitativen Befischungen zu.

Zum Befischungsteam gehörten 8-10 Personen mit den Aufgaben Totmann-Bedienung, E-Fischer, 2-3 Kescher-Personen, 2 Vermesser und 1-2 Absperrnetz-Betreuer.

Die Befischungsergebnisse wurden nach Artenverteilung, Individuenhäufigkeit, Artendominanz sowie Alterstruktur bzw. Körperlängen-Verteilung ausgewertet. Der Gesamtbestand wurde nach der De-Lury-Methode hochgerechnet.

10.2.2 Befischungsergebnisse

Seit der Inbetriebnahme der WKA hat sich das Artenspektrum sowohl in der Ausleitungsstrecke als auch der Referenzstrecke nicht wesentlich verändert. Insgesamt wurden je Untersuchungsjahr 9 Fischarten gefangen. Der Vergleich der Befischungsergebnisse zeigt tendenziell folgendes Bild:

Strecke B: Abnahme bei Schmerlen und Regenbogenforellen, Zunahme bei Koppe, Elritze und Bachforelle

Strecke C: Abnahme bei Bachneunauge und Zunahme bei Schmerle, Koppe, Elritze, Döbel, Regenbogen- und Bachforelle

Strecke D: Abnahme bei Schmerle, Koppe und Regenbogenforelle und Zunahme bei Elritze und Bachforelle

Entwicklung der Fischbestände in der Referenz:

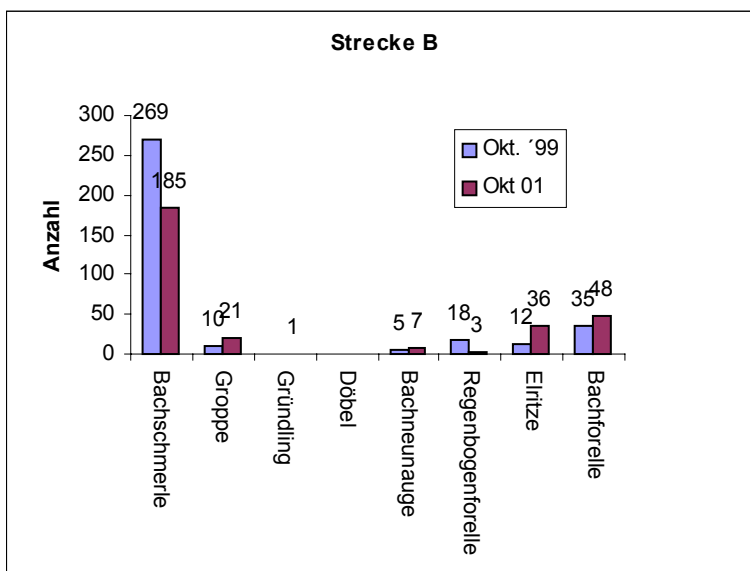


Abb. 10.7: Entwicklung der Fischbestände in Strecke B

Strecke R: Abnahme bei Schmerle und Regenbogenforelle und Zunahme bei Koppe, Bachneunauge und Bachforelle

Die Befischungsergebnisse sind ausführlich in Anlage 10.2.2 dargestellt. Abbildung 10.7 zeigt exemplarisch die Entwicklung der Fischbestände an der von Umbaumaßnahmen verschont gebliebenen Strecke B. Insbesondere Fischarten mit einem hohen Anspruch an die Wasserqualität, wie z.B. die Koppe, haben zugenommen.

Von der Wasserentnahme sind vermutlich am stärksten die größeren Fische betroffen. Am Beispiel der für den fischereilichen Ertrag bedeutsamen

Art Bachforelle wurden deshalb die Veränderungen der Längensklassen in der Ausleitungsstrecke (B, C und D) näher untersucht. Hierbei ist festzustellen, dass die Längenverteilung keine negativen Einflüsse bzgl. des verminderten Wasserdargebots aufzeigen. So hat sich bei den unteren Längen (zwischen 8 und 14 cm) die Anzahl v.a. an der Stelle C (am Pegel), wie auch an der Referenz, erhöht. Die Anzahl der Fische zwischen 12 und 14 cm hat im Beobachtungszeitraum auch an der Stelle D stark zugenommen. Bei der Größenklasse 8-21 cm ist ebenfalls in der Strecke C eine Vervielfachung des Bestands festzustellen. Bei den Fangfähigen haben sich die Anzahl je Klasse nur

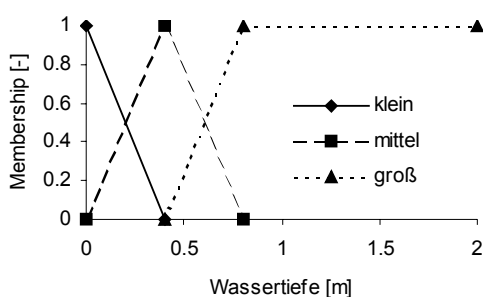
unwesentlich verändert. In der Strecke D wurden geringfügig mehr größere Fische ab 31 cm gefunden. Siehe hierzu auch Anlage 10.2.2.

10.3 Fischhabitatmodellierung

Im Rahmen des Projektes wurden Prognoseberechnungen für die Habitate der Leitfischart Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) sowie der Kleinfischarten Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Koppe (*Cottus gobio*) durchgeführt. Berücksichtigt wurden die Altersstadien *adult* (erwachsen, geschlechtsreif), *subadult* (älter als ein Jahr, noch nicht geschlechtsreif) und *juvenil* (jünger als ein Jahr). Zudem wurde die Laichplatzeignung modelliert.

10.3.1 Methodik und Untersuchungsrahmen

Zu Projektbeginn basierte die Modellierung ausschließlich auf sog. univariaten Präferenzfunktionen. Im Laufe des Projektes wurde das Fischhabitatmodell in CASIMIR, u.a. anhand der Elz-Daten, methodisch stark verbessert (SCHNEIDER M., 2001) und vollständig neu programmiert (ZÖLLNER, 2000). Auf eine Darstellung der früheren Ergebnisse wird hier verzichtet bzw. auf die Arbeit von SMMO (1999) verwiesen.



Wassertiefe	Geschwind.	Substrat	Eignung
klein	groß	sandig	klein
klein	mittel	sandig	klein
klein	klein	sandig	klein
mittel	groß	kiesig	gut
mittel	mittel	kiesig	gut
mittel	klein	kiesig	klein
groß	groß	steinig	mittel
groß	mittel	steinig	mittel
groß	klein	steinig	klein

Abb. 10.8: Beispiel für eine unscharfe Fuzzy-Menge und ein Fuzzy-Regelwerk (hier ohne Deckung).

Die Habitatmodellierung erfolgte danach über eine regelbasierte Verknüpfung der Parameter Wassertiefe, Substrat, Fließgeschwindigkeit und Unterstandstyp (siehe Abb. 10.8). Dabei wird ein Fuzzylogischer Ansatz verwendet, der sich durch viele Vorteile auszeichnet (siehe hierzu SCHNEIDER M., 2001).

Die erforderlichen Regelwerke für die Habitateignung wurden aus den Befischungsergebnissen und ergänzt durch Expertenwissen erstellt. Über ein Fuzzy-Modell in Verknüpfung mit dem digitalen Gerinnemodell wird daraus für jede Rasterzelle eine Eignung zwischen 0 (sehr schlecht) und 1 (sehr gut) berechnet. Die Ergebnisse lassen sich in Form von Habitateignungskarten darstellen. Durch Aufsummierung der Einzelflächen bei jeweiliger Gewichtung mit der Flächeneignung erhält man den dimensionsbehafteten, quantitativen Index WUA (Weighted Usable Area = gewichtete geeignete Fläche in

m²). Der dimensionslose qualitative Index HHS (Hydraulic Habitat Suitability) ergibt sich aus dem WUA-Wert im Verhältnis zur benetzten Fläche. Beide Größen können in Abhängigkeit vom Abfluss funktional aufgetragen werden.

Grundlagen und Modellmethoden sind ausführlich im DBU-Abschlussbericht „Hydraulisch-morphologische Simulation zur Habitatprognose in Fließgewässern“ (GIESECKE *et al.*, 2001) oder bei SCHNEIDER M. (2001) dargelegt.

10.3.2 Modellierungsergebnisse

In Anlage 10.3.2 sind die Ergebnisse der Habitatmodellierung für die Arten Bachforelle, Mühlkoppe und Schmerle jeweils bei Abflüssen von 1/3 MNQ (180 l/s), 1,5 MNQ (810 l/s) und MQ (4,2 m³/s) in Form von Längsschnitten und Habitateignungskarten dargestellt. Für den Staubereich sind Habitateignungskarten jeweils für die Situation vor und nach Stauerhöhung beigefügt. Sowohl für

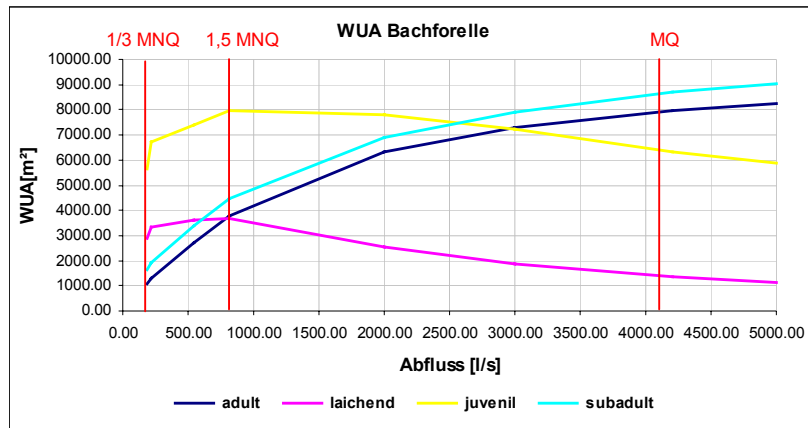


Abb. 10.9: Entwicklung der WUA (adult, subadult, juvenil, laichend) für Bachforellen in Abhängigkeit vom Abfluss (Ausleitungsstrecke).

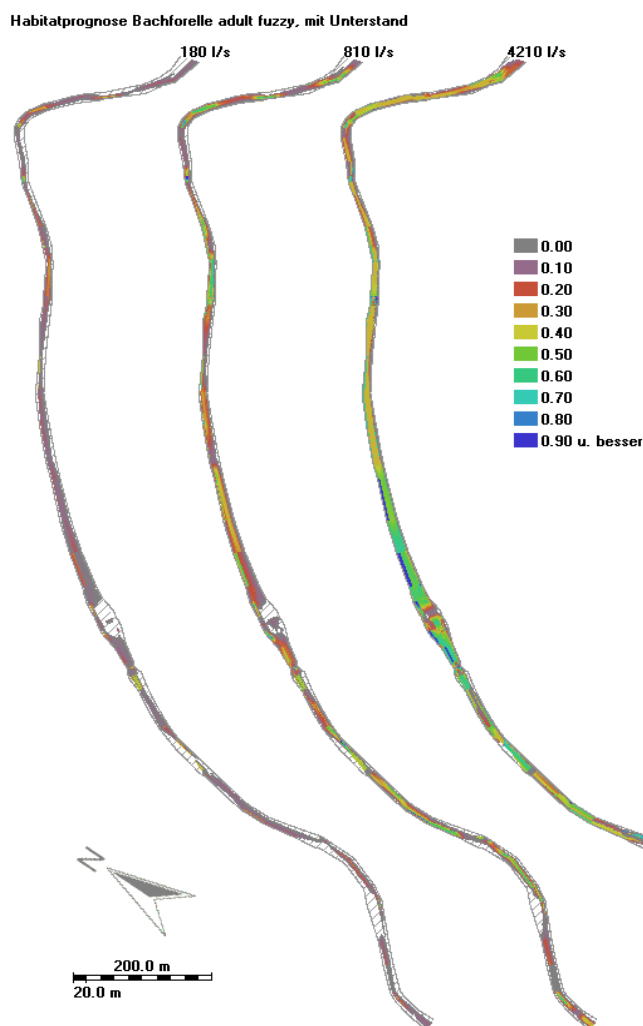


Abb. 10.10: Prognose für die Habitate von adulten Bachforellen.

die Ausleitungsstrecke als auch den Staubereich finden sich in den Anlagen abflussabhängige WUA-Funktionen. Einige Ergebnisse für die sich als kritisch herausstellende Leitfischart Bachforelle werden hier exemplarische herausgestellt.

Ausleitungsstrecke. Die Kurvenverläufe der WUA (Abb. 10.9) machen deutlich, dass sich bei der Bachforelle Abflussveränderungen je nach Lebensphase unterschiedlich auswirken.

Juvenile Bachforellen finden bei einem Abfluss von 810 l/s die besten Bedingungen in der Ausleitungsstrecke. Dies gilt auch für die Laichplatzzeichnung, d.h. eine Abflussreduktion auf 1,5 MNQ wirkt sich gemäß den Modellierungsergebnissen positiv aus. Bei einer weiteren Abflussreduktion nimmt die Habitateignung jedoch wieder ab. Bezüglich der Laichplatzzeichnung ist generell anzumerken, dass im Modell bislang jeweils nur das dominierende Substrat als Eingangsgröße verwendet wurde. Die Ausprägung des Kieslückensystems wurden über den Parameter Lückigkeit zwar erfasst aber

bislang nicht in die Modellierung eingebunden.

Bei den adulten Bachforellen ist der Trend gegenläufig. Die adulten Bachforellen sind negativ betroffen. Mit dem Abfluss steigt das Habitatangebot in der Ausleitungsstrecke bis MQ kontinuierlich an. Durch die Wasserentnahme geht die Habitateignung in der Ausleitungsstrecke bei durchschnittlicher Wasserführung der Elz deutlich zurück. Für adulte Stadien reduziert sich das simulierte Habitatangebot um bis zu 50%. Abb. 10.9 zeigt für das kritische adulte Altersstadium Habitateignungskarten. Bei 1/3 MNQ (180 l/s) sind gelbe, grüne und blaue Bereiche, die für eine gute bis sehr gute Eignung stehen, quasi nicht mehr vorhanden. Bei 1,5 MNQ (810 l/s) ist die Situation zwar deutlich besser, dennoch verbleiben viele Gewässerbereiche mit schlechten Eignungen. Bei MQ sind gute Eignungen dominierend. Sehr gute Eignungen (blaue Farben) ergeben sich für einige Uferbereiche. Die Poolbereiche unterhalb der Wiesenbewässerungswehre weisen aufgrund der großen Wassertiefen und ausreichenden Fließgeschwindigkeiten hohe Eignungswerte auf. Durch Schaffung von naturnahen Uferbereichen mit geeigneten Fischunterständen könnte dieser Rückgang somit zum Teil kompensiert werden.

Staubereich. Infolge der Stauerhöhung ergaben sich unter Berücksichtigung der registrierten Substratveränderungen deutlich schlechtere Lebensraumeignungen für die untersuchten Fischarten Bachforelle und Koppe. Die Bachschmerle ist weniger betroffen. Vergleiche hierzu Anlage 10.3.2.

10.4 Ökologische Durchgängigkeit

10.4.1 Methodik und Untersuchungsrahmen

Im Rahmen der Untersuchungen wurden die erstellten halbtechnischen Fischpässe am Entnahmewehr und am LfU-Pegel sowie die Rauen Rampen am Wehr Heintzmannhof und an der Steinschwelle beim Krafthaus bezüglich ihrer Funktionsfähigkeit für die Fischwanderung überprüft.

Technische Rahmenbedingungen wie Lockströmung bei der Einmündung des Unterwasserkanals, Substratzusammensetzung usw. wurden visuell nach KAPPUS *et al.* 1996, DVWK 1995, KAPPUS & SOSAT, 2001 bewertet. Zudem erfolgten Kontrollen im Rahmen der Elektrofischung. Die Beurteilung der Durchgängigkeit ist als Einschätzung zu verstehen, da keine über das Jahr hinweg verteilten Reusenfänge oder andere Beobachtungen getätigt wurden.

10.4.2 Ergebnisse

Raue Rampen. Aufgrund der naturnahen Strukturen und der Lückigkeit der beiden Rauen Rampen ist anzunehmen, dass aufsteigende Fische, auch schwimmschwache Kleinfische, diese durchwandern können. In beiden Rampen wurden zahlreiche Fische (v.a. Bachforellen) festgestellt, welche die Bauwerke auch als Lebensraum nutzen.



Abb. 10.11: Fischpass am Entnahmewehr

Fischpass am Entnahmewehr. Der Fischpass ist in 11 Becken unterteilt und mit einer ca. 30 cm starken Substratsohle aus Kies-Sand ausgestattet. Das DVWK-Merkblatt empfiehlt für den Rauherinne-Beckenpass einen Durchfluss von 0,2 bis 0,5 m³/s. Der Bemessungsabfluss von $Q = 0,71 \text{ m}^3/\text{s}$ ist daher sehr reichlich. Der Fischaufstieg ist gemäß obigem DVWK-Merkblatt auch bei NW noch funktionstüchtig. Der Fischaufstieg ist ab ca. W_{350} nur noch eingeschränkt durchwanderbar, da ab diesem Wasserspiegel (OW ca. 290,30 m) der Wasserandrang stark zunimmt und zu einer „hydraulischen“ Überlastung bezüglich der

Funktionsfähigkeit als Fischaufstiegsanlage führt (HYDRO-ENERGIE ROTH, 1998).

Der Auslauf des Fischaufstieges ist eingeeengt, um auch bei Abflüssen oberhalb der Ausbauwassermenge eine ausreichende Lockströmung zu bieten. Da sich der Auslauf auch bei unterschiedlichen Abflüssen immer einige Meter hinter der turbulenten Zone befinden wird, ist er bis zu einem Q von ca. $14 \text{ m}^3/\text{s}$ entsprechend einem W_{350} gut auffindbar. Problematisch ist der Oberwasserausstieg. Am Schieber am Übergang zum Oberwasser treten hohe Strömungsgeschwindigkeiten $> 1,2 \text{ m/s}$ auf, welche es den bodenständigen Kleinfischen nicht ermöglicht, dass Bauwerk flussauf zu passieren.

Die Funktionsfähigkeit für den Fischabstieg kann am ehesten noch für bodenorientierte Fische angenommen werden; entsprechende Leiteinrichtungen sind mit der Positivschwelle sowie der Wehrkrone gegeben. Für Freiwasser-Abwanderer mit geringem Körperdurchmesser (z. B. Jungfische) sind Verluste infolge der Durchquerung der Rechenanlage und bei der Turbinenpassage anzunehmen.

Fischpaß am Pegel. Der Fischpass am Pegel ist technisch ausgeführt mit senkrechtem Ufermauern. Die Störsteine bieten etwas Hinterwasser. Die Sohle ist jedoch glatt und ohne Substratauflage. Es treten sehr hohe Strömungsgeschwindigkeiten über 1 m/s auf. Der Fischpass am Pegel ist daher bislang voraussichtlich nur für schwimmstarke Fische passierbar.

Tab. 10.1: Bewertung der Durchgängigkeit (flussauf).

Parameter	Rampe bei D	Rampe bei C	Fischpass am Pegel	Fischpass am Wehr
Anschluss an das Unterwasser	+	+	+	+
Strömungsgeschwindigkeiten	+	+	?	-
Lückigkeiten	+	+	-	-
Anschluss an das Oberwasser	+	+	-	-

+: funktionsfähig, -: nicht funktionsfähig, ?: unsichere Einschätzung

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass durch die mit der Inbetriebnahme der WKA verbundenen Umbauten der Wehre die Durchgängigkeit der Elz in diesem Abschnitt insgesamt verbessert wurde. Dies betrifft in erster Linie die Auf- und Abwärtswanderung an den beiden Rampen. Die beiden eher technischen Anlagen am Pegel sowie am Wehr genügen hinsichtlich Sohlsubstrate und Strömungsgeschwindigkeiten bislang nicht den Anforderungen der leistungsschwachen Kleinfischarten Koppe und Schmerle.

10.5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Im Beobachtungszeitraum wurde die Strecke C beim **Umbau** des Wehres Heintzmannhof (Fischrampe) und des Pegels (Fischpass) mehrfach strukturell verändert. Dies bedingte einerseits den Verlust an Habitaten, z.B. für die im Sediment lebenden Larven (Querder) der Bachneunaugen und andererseits deutlich bessere Fischeinstände für z. B. Forellen, v.a. auch für größere Exemplare. Die neu geschaffenen Rampen erweiterten das Habitatangebot für die letztgenannten Formen trotz der zeitweise geringeren Wasserführung lokal erheblich. Dies belegen sowohl die Ergebnisse der Befischung als auch die Modellierungen.

Für die Stelle D gilt ähnliches: Durch den Umbau der Steinschwelle beim Kraftwerk zu einer Rauen Rampe gingen die feinsandigen Uferanlandungen als Larvalhabitat für die Bachneunaugen zugunsten einer dynamischen Kiesbank verloren. Der Rückgang bei den Querdern ist maßgeblich darauf zurückzuführen und hängt nicht ursächlich mit der Wasserentnahme zusammen. Eine Habitatmodellierung für Bachneunaugen wurde bislang nicht durchgeführt, würde diesen Effekt aber sicher nachbilden.

Insbesondere die Befischungsergebnisse sind vor einer Reihe von weiteren Einflussfaktoren zu diskutieren. So hat die Veränderung der **Durchgängigkeit** an den umgebauten Wanderhindernissen den „Sackgassen“-Effekt von aufstiegswilligen Fischen entschärft. Gleichzeitig können von unterstrom Fische aber auch verstärkt zuwandern. Dies kann beträchtlichen Einfluss auf die als Momentaufnahme zu verstehende Befischung haben.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass nach übereinstimmender Auskunft der Bewirtschafter und eigener Beobachtungen die Elz regelmäßig von bis zu 20 **Graureihern** frequentiert wird. Dies hat negative Bestandsauswirkungen, v.a. bei den Bachforellen, die aufgrund ihres Verhaltens als standorttreue Fische von den Reihern relativ leicht erbeutet werden können.

Ganz wesentlich haben **natürliche Schwankungen** im Reproduktionserfolg einen Einfluss auf die Bestandsgröße von Fischpopulationen, d.h. es hängt u.a. von den Situationen wie Lückigkeit und Sauerstoffversorgung in den Laicharealen während der Entwicklung der Eier bis zur Phase der ersten Nahrungsaufnahme ab. Die registrierten Veränderungen, wie z.B. die Rückgänge der Schmerlen in der Referenzstrecke, können durchaus natürlich bedingt sein. Die ohnehin geringen Bestandschwankungen in der Ausleitungsstrecke müssen daher nicht in kausalem Zusammenhang mit der Wasserentnahme stehen.

Besatz und Fang von Fischen kann wesentlich die Biozönose mitbestimmen. Die untersuchten Abschnitte der Elz werden nach Angabe der Bewirtschafter sehr extensiv befischt, d.h. die Entnahmemenge (an Bach- und Regenbogenforellen) ist relativ gering und darüber hinaus aufgrund der räumlichen Nähe der Abschnitte zueinander nicht präzise festzulegen – zumal die Abschnitte auch verschiedene Fischereirechte umfassen. Besetzt werden von den Vereinen alljährlich – jedoch in sehr unterschiedlichem Ausmaße - schwerpunktmäßig Bachforellen in einer Größenklasse von 8-10 cm. Darüber hinaus werden junge Regenbogenforellen in derselben Größe eingebracht. Quantitative Angaben wie ortsdetaillierte Besatz- und Fangstatistiken im Untersuchungsgebiet wurden angefragt, konnten aber nicht geliefert werden.

Der Umstand, dass trotz der Wasserentnahme keine gravierenden Verschlechterungen, zum Teil Verbesserungen, in den Beständen stattgefunden haben, lässt jedoch die Aussage zu, dass zumindest im Bereich der befischten Strecken nach wie vor die von den Fischen grundsätzlich benötigten Habitatbedingungen zur Verfügung stehen. Eine Übertragung der Befischungsergebnisse auf die Gesamtstrecke ist schwierig. Hier bietet das Instrument der Habitatmodellierung große Vorteile.

Quantitative Aussagen zur fischereilichen Entwicklung des Stauraumes waren wegen methodischer Schwierigkeiten (Stauerhöhung) nicht möglich. Die Habitatmodellierungen für den Stauraum zeigen aber, dass von einer deutlichen Verschlechterung der Bachforellen- und Koppen-Habitate auszugehen ist. Eine qualitative Befischung zur Überprüfung der Modellaussagen sollte noch erfolgen.

Hinsichtlich der generellen Eignung der Ausleitungsstrecke als Laichplatz für Kieslaicher ist anzumerken, dass unmittelbar nach Hochwässerereignissen teils deutlich verstärkte Sandablagerungen im Lückenraum festgestellt wurden. Die Eignung als Laichplatz für Kieslaicher (z.B. Bachforelle, Lachs) wird dadurch maßgeblich beeinflusst. Insgesamt erscheint es fraglich, ob Kieslaicher unter diesen Umständen überhaupt geeignete Laichplätze im untersuchten Elzabschnitt finden, bzw. ob Dottersackbrütlinge unter diesen Umständen aufkommen können. Inwiefern die starke Versandung natürlich ist, oder ob sie durch menschliche Veränderungen im Einzugsgebiet (z.B. Landwirtschaftliche Dränagen, Forstwirtschaftlicher Wegebau) bedingt ist, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden. Doch erscheint es hier wichtig, dass das festgestellte Versandungs-Phänomen nicht ursächlich mit dem Kraftwerksbetrieb zusammenhängt. Soll das Projekt Lachs 2020 in der Elz Erfolg haben, so ist auf die angezeigte Problematik verstärktes Augenmerk zu richten.

11 Synthese und Empfehlungen

Im folgenden werden die Einzelbefunde in einer Zusammenschau bewertet und daraus Schlüsse über die Umweltverträglichkeit der Anlage gezogen. Im Anschluss werden Empfehlungen für weitere ökologische Verbesserungen bzw. Möglichkeiten zu deren Kofinanzierung aufgezeigt.

11.1 Ökologische Auswirkungen

Bauarbeiten im Gewässer. Beim Rückbau des Wiesenbewässerungswehres kam es lokal zu Fischschäden durch Baggerarbeiten (z.B. durch Stranden von Fischen beim Aushub). Insbesondere die im Sand lebenden Querder (Larven des besonders geschützten Bachneunauges) waren davon betroffen. Wegen des nur temporären und örtlich begrenzten Charakters können die Schäden im gesamtökologischen Kontext als unerheblich betrachtet werden. Beim Wehrabbruch, beim Bau der Entnahme- und Einleitungsbauwerke, aber auch beim Umbau der vorhandenen Wanderhindernisse waren starke Feinsediment-Frachten über eine lange Flusstrecke zu verzeichnen. Die Makrozoobenthos-Beprobungen, als zeitintegrales Maß, ließen jedoch keine negativen Beeinflussungen erkennen. Es wurden keine negativen Einflüsse auf die Gewässerbiologie infolge der Bauarbeiten im Gewässer festgestellt.

Zwischenfazit: Während der Bauphase traten lokale und ereignisbegrenzte Gewässerbeeinträchtigungen auf. Diese werden als gesamtökologisch unerheblich eingestuft.

Stauerhöhung. Durch die Wiederherstellung des ehemaligen Stauziels wurden auf ca. 300 m Fließstrecke großflächig Sandablagerungen festgestellt. Dadurch kam es zu einer Vereinheitlichung des Substrates und der Choriotope. Die Fließgeschwindigkeiten waren jedoch so groß, dass Schlammablagerungen ausblieben. Der erhöhte Stau einfluss äußerte sich in der Sommerphase insbesondere durch eine gewässeruntypische Algendominanz. Eine allgemeine Güteverbesserung beim Makrozoobenthos hat sich auch auf den Staubereich, wenngleich geringer als in den freien Fließstrecken, ausgewirkt. Eine Vergleichsbefischung war methodisch infolge der Stauerhöhung nicht möglich. Die Habitatmodellierung deuten darauf hin, dass mit der Stauerhöhung bzw. des dadurch veränderten Substrates eine deutlich schlechtere Lebensraumeignung für die Fischarten Bachforelle, Koppe und Schmerle verbunden ist.

Zwischenfazit: Infolge der Stauerhöhung sind geringfügige Verschlechterungen gegenüber dem Leitbild eingetreten die sich in verstärkte Sandablagerungen, verstärktem Algenaufwuchs im Sommer infolge geringer Schleppspannungen sowie einer Abnahme der Habitateignung für Bachforelle, Koppe und Schmerle äußern.

Wasserentnahme. In den Fließstrecken blieben die Substrat- und Choriotopverteilungen nahezu identisch. Dank des niedrigen Ausbaugrades nimmt die Ausleitungsstrecke an der ökologisch wichtigen Dynamik auch kleinerer Hochwässer teil. Die Wasserentnahme hat dank der ausreichenden Mindestwasserabgabe nur einen unmaßgeblichen Einfluss auf die Wassertemperaturen. Nach wie vor ist die Ausleitungsstrecke in Bleibach ganzjährig ein sommerkaltes Salmonidengewässer. Die registrierte kontinuierliche Güteverbesserung der Makrozoobenthos Besiedlung konnte sich trotz der Wasserentnahme auch in der Ausleitungsstrecke einstellen. Dies wird als weiterer Beleg für einen ausreichend dimensionierten Abfluss gewertet. Die freifließenden Bereiche der Ausleitungsstrecke weisen nach wie vor eine gewässertypische Makrozoobenthosfauna und Besiedlung mit Wasserpflanzen auf. Die Habitatmodellierungen für das Makrozoobenthos belegen für die Mindestwassersituation übereinstimmend lokal gute Eignungen für gewässertypische Zeigerorganismen. Die künstlich rückgestauten Abschnitte in der Ausleitungsstrecke zeigten bereits vor Bau der Anlage eine ärmere Besiedlung und eine gewässeruntypische Algendominanz. Durch die Wasserentnahme hat die Dauer

der kritischen Niedrigwasserphase bzw. des Rückstauinflusses hier allerdings zugenommen. Der Vorher/Nachher-Vergleich der Fischbestände zeigte bislang keine signifikanten Unterschiede im Aufbau und in der Altersstruktur. Die Fischhabitatmodellierung ergab, dass insbesondere Jungfische von der Wasserentnahme eher profitieren. Auch die Eignung als Laichplatz für Salmoniden, untersucht am Beispiel der Bachforelle, bleibt nach den Simulationsrechnungen erhalten. Für adulte Bachforellen reduziert sich das simulierte Habitatangebot jedoch um zeitweise bis zu 50%.

Zwischenfazit: Die Mindestwasserabgabe ist ausreichend bemessen, um die ökologische Funktionsfähigkeit der Elz aufrecht zu erhalten. Der geringe Ausbaugrad der Anlage kommt der Gesamtsituation sehr zugute. Jungfische profitieren von der Wasserentnahme, die Eignung für adulte Bachforellen hat sich lokal verbessert, geht in der Summe aber zurück. Die Entwicklungstendenz in den Ruchstau Bereichen ist insgesamt negativer als in den freifließenden Abschnitten.

Durchgängigkeit. Mit dem Bau von vier Fischpässen an bestehenden Wanderhindernissen wurde die longitudinale Durchgängigkeit der Elz nach fast 300 Jahren erstmals wieder hergestellt. Dies stellt einen wichtigen Beitrag für die ökologische Funktionsfähigkeit des Elz-Systems dar. Unvermeidliche Auswirkungen des Wasserkraftbetriebs werden dadurch kompensiert. Die technischen Fischpässe sind bislang voraussichtlich nur für schwimmstarke Fische passierbar. Die Fischabstiegsproblematik hat an der Elz momentan nur eine sekundäre Bedeutung, wird aber bei Rückkehr der ersten Lachse bzw. absteigender Junglachse (Smolts) ein wesentlicher Aspekt werden. Die vorhandenen Schutzeinrichtungen entsprechen dem derzeitigen Stand der Technik.

Zwischenfazit: Mit der Herstellung der Durchgängigkeit an vier Wanderhindernissen im Bereich um Bleibach wurden die unvermeidlichen Auswirkungen des Kraftwerkbetriebes kompensiert.

11.2 Gesamtschau

Der Bau und Betrieb der Wasserkraftanlage hat bis 1,5 Jahre nach Inbetriebnahme, Dank effizienter Schutzmaßnahmen, nur zu moderaten ökologischen Veränderungen in der Elz geführt. Durch die Herstellung der Durchgängigkeit an den vier Wanderhindernissen liegt zumindest für den mittelfristigen Zeithorizont eine ausreichende Kompensation vor. Der Anlage der WKV wird diesbezüglich und im Vergleich mit anderen, bautypgleichen Anlagen, ein hoher Umweltstandard bescheinigt. Die Sicherstellung und Funktionskontrolle der Mindestwasserbeaufschlagung und der Fischpässe bleibt eine nachhaltige Aufgabe über die gesamte Betriebszeit der Anlage. Hierauf ist besonderes Augenmerk zu legen.

An der Anlage sind mit einfachen Mitteln weitere ökologische Optimierungen möglich (siehe Kap. 11.2). Im Sinne der Verantwortung für den anvertrauten Gewässerabschnitt und Lebensraum wird der WKV empfohlen entsprechende Verbesserungsmaßnahmen auf freiwilliger Basis und pro-aktiv anzustreben.

11.3 Anlagen- und betriebsspezifische Empfehlungen

Nachfolgend werden einige Vorschläge für eine weitere ökologische Optimierung der Anlage skizzenhaft dargestellt.

Fischpass und Dammscharten am Entnahmewehr. Die Durchgängigkeit konnte am Fischpass Entnahmewehr bislang nur für schwimmstarke Fische nachgewiesen werden. Insbesondere der Oberwasserausstieg erscheint wegen zu großer Fließgeschwindigkeiten kritisch.

Deshalb wird vorgeschlagen, den Abfluss über den Fischpass zu reduzieren und stattdessen die vorhandenen Kronenausschnitte zu verbreitern.

Dadurch ließen sich

- die hydraulischen Bedingungen im Fischpass auch für Kleinfische verbessern,
- die Ästhetik des Blocksteindammes weiter erhöhen,
- zusätzliche Aufstiegsmöglichkeiten insbesondere für schwimmschwache Kleinfische über den Blocksteindamm realisieren,
- die Verklausungsgefahr an den Dammscharten reduzieren,
- Verbesserung bei der Sicherstellung der Mindestwasserbeaufschlagung erzielen, da ein größerer Abflussanteil dann über die Dammscharten abgeführt wird.

Fischpass am LfU Pegel. Um die Durchgängigkeit des Fischpasses am Pegel auch für Kleinfische zu verbessern, wird vorgeschlagen, im Bereich des Oberwasserausstieges Rauheitselemente, z.B. größere Störsteine an der Sohle fest einzubetonieren oder mit Dübeln zu fixieren.

Lockströmung an der Einmündung des Unterwassers. Es besteht die Gefahr, dass aufstiegswillige Fische durch die Einmündung des Unterwassers fehlgeleitet werden und so nicht in die Ausleitungsstrecke einwandern. Durch naturnah gestaltete Bühnen, z.B. einfachen Steinwurf, ließe sich kostengünstig ein Düseneffekt am unteren Ende der Ausleitungsstrecke erzeugen. Dadurch würde die Lockströmung in die Ausleitungsstrecke verbessert.

Dynamisierung des Mindestwassers. Es wird vorgeschlagen, die bislang konstante Mindestwasserregelung zuflussabhängig zu dynamisieren. Hierzu befindet sich eine Zusatzstudie in Arbeit, die bei Zustimmung aller Beteiligten in einem Pilotversuch umgesetzt werden könnte. Durch die Dynamisierung ließe sich:

- die natürliche Abflussdynamik in der Ausleitungsstrecke besser abbilden und dadurch die gewässerökologische Situation, insbesondere in der Wasserwechselzone, verbessern.
- nach aller Voraussicht zusätzlich regenerative Energie erzeugen,
- dadurch die Rentabilität der Anlage erhöhen,
- ein finanzieller Spielraum für kontinuierliche Verbesserungen, z.B. Renaturierungsmaßnahmen, schaffen.

Ufer- und Gewässerrenaturierung. Durch Uferrenaturierungen und durch Schaffung von weiteren naturnahen Strukturen, z. B. gezieltes Einbringen von Totholz, ließen sich in der Ausleitungsstrecke und im Staubereich deutliche Lebensraumverbesserungen erzielen und die prognostizierten Habitatverluste für die Bachforelle weiter kompensieren. Eine Einbindung und ein „passives“ Mitwirken der Landwirtschaft wären hierzu erforderlich. Bis dato werden vorhandene Ansätze zu einer eigendynamischen Gewässerentwicklung, z.B. Ufererosionen durch bestehenden bzw. gezielt nach Hochwässern eingebrachten Steinsatz, Steinwurf und wilden Uferverbau aktiv verhindert. Die Ausweisung eines Uferstreifens mit entsprechenden Kompensationsleistungen für die Eigentümer wären hier geeignete Instrumentarien.

Ökostromzertifizierung. Dem Betreiber der Anlage wird eine Ökostrom-Zertifizierung nach den strengen, gewässerökologisch orientierten Kriterien der EAWAG, Schweiz, empfohlen. Die Anlage erfüllt maßgebliche technische Kriterien für eine Lizenzierung mit dem Ökostrom-Label „naturemade star“. Mit einer Lizenzierung würde der Betreiber die Verpflichtung eingehen, pro verkaufte bzw. produzierte kWh Strom einen Teilbetrag der höheren Stromgestehungskosten zweckgebunden für Gewässerverbesserungsmaßnahmen im unmittelbaren Einzugsgebiet der Wasserkraftanlage, also der Elz, zur Verfügung zu stellen.

Ein Teil der freiwerdenden Mittel könnte so zur fortlaufenden Verbesserung der Elz bzw. ihrer Nebenbäche eingesetzt werden und über diesen Umweg zur Betriebszeit der Wasserkraftanlage, im übertragenen Sinne, wieder in die Elz „zurückfließen“. Ein derartiges Verfahren ließe sich vorteilhaft z.B. in Kooperation mit der Interessengemeinschaft Elz e.V., die sich um den aktiven Landschafts- und Gewässerschutz der Elz und ihrer Nebenflüsse, einschließlich dem Erhalt eines artenreichen und lebensraumgemäßen Fischbestandes bemüht, realisieren. Die Wasserkraftnutzung könnte so zur Renaturierung der Elz aktiv beitragen.

Die Anlage der WKV wäre diesbezüglich die deutschlandweit erste nach diesem, als wegweisend für die Befriedung von Gewässerschutz und Wasserkraft betrachteten Prinzip lizenzierte Anlage. Dies hätte sicher Vorbildcharakter auch für andere Wasserkraftanlagen und würde helfen die Akzeptanz der spezifischen Anlage und der Wasserkraftnutzung insgesamt zu verbessern.

12 Fazit und Ausblick

12.1 Wesentliche Erkenntnisse

Die ökologische Begleituntersuchung hat bislang ergeben, dass die behördlich festgelegte, im Verhältnis zu anderen Anlagen sehr hohe Mindestwasserabgabe für den Erhalt der ökologischen Funktionsfähigkeit der Elz grundsätzlich ausreicht. Gleichzeitig wurde deutlich, dass eine Wasserkraftnutzung in der hier untersuchten Form (Wasserentnahme mittels einer geschlossenen Rohrleitung) einen Kompromiss jedoch unumgänglich macht. Zwar scheinen die regional und überregional bedeutsamen Fischlaich- oder Aufwuchshabitate nicht nachteilig beeinträchtigt zu sein, durch die Wasserentnahme nehmen jedoch, nach den Modellergebnissen zu urteilen, die Lebensräume von adulten größeren Fischarten, z. B. der fischereilich interessanten Bachforelle ab. Hier besteht ein genereller Interessenkonflikt mit der Fischerei. Im Rahmen der Studie konnte aber auch gezeigt werden, dass durch Renaturierungen und strukturverbessernde Maßnahmen in der Ausleitungsstrecke, eine ausreichende Wasserführung vorausgesetzt, Habitatkompensationen prinzipiell möglich sind. Durch Schaffung von zusätzlichen Gewässerstrukturen lassen sich die Konfliktpotentiale in zukünftigen Projekten so minimieren.

Ob für den Neubau und Betrieb der Wasserkraftanlage unter Einbeziehung der getätigten Ausgleichsmaßnahmen eine gesamtökologisch positive Bilanz gezogen werden darf, kann abschließend noch nicht beantwortet werden. Erst mit der mittelfristig erwarteten Rückkehr von Wanderfischen in die Elz um Bleibach wird sich die Wirksamkeit der getätigten Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen (Fischauf- und Abstiege, Mindestwasserregelung etc.) vollständig zeigen. Aus den vorliegenden Ergebnissen kann aber die Schlussfolgerung abgeleitet werden, dass bei effizienten Schutz- und Ausgleichsmaßnahmen, wie sie hier zweifellos getätigt wurden, und in Verbindung mit einer kontinuierlichen Funktionskontrolle(!) eine Wasserkraftnutzung, insbesondere wenn sie an bereits bestehenden Staubauwerken errichtet wird, wie im vorliegenden Fall geschehen, nicht zwangsläufig mit gravierenden Verschlechterung des Gewässerzustandes – wie oft pauschal behauptet – verbunden sein muss. Es geht durchaus auch anders, wie die Anlage der WKV bislang eindrucksvoll beweist.

Gleichwohl bleibt festzuhalten, dass aus ökologischen Gründen bei Kraftwerken mit kleineren Fallhöhen eine Bauvariante mit offenen, strukturreichen Ober- und Unterwasserkanälen und zusätzlicher Fischwanderhilfe unmittelbar am Krafthaus einer Variante mit geschlossener Druckrohrleitung und daher ohne jeglichem Ersatzlebensraum vorzuziehen ist.

Weiterer Schwerpunkt des Projektes war die Verbesserung des Habitat-Prognosemodells CASIMIR. Die einzelnen Programmmodule wurden im Rahmen des Projektes für praxistaugliche Anwendungen optimiert und getestet, der erforderliche Datenaufwand konnte weiter reduziert werden. Die Ergebnisse stehen dabei in engem Zusammenhang mit dem lange Zeit parallel laufenden DBU-Forschungsprojekt „Hydraulisch-morphologische Simulation zur Habitatprognose in Fließgewässern“ (DBU-Kennnummer 12245). Beide Projekte haben sich gegenseitig ergänzt und waren stets stark miteinander verflochten. Resultat ist nach Abschluss des Projektes eine ausgereifere und benutzerfreundlichere Datenerhebungs-, Modell- und Software-Technik. Auf eine Darstellung der Details wurde aus Übersichtsgründen hier verzichtet.

12.2 Verbreitung des Wissens und Öffentlichkeitsarbeit

Es ist vorgesehen, die bislang erzielten Ergebnisse – die Gesamtstudie ist auf einen Zeithorizont bis 2010 ausgelegt – im Rahmen verschiedener Symposien und Veranstaltungen mit unterschiedlichem Zielpublikum darzulegen und zur Diskussion zu stellen. Neben den unmittel-

bar beteiligten Akteuren (Betreiber, Planungsbüros, Wasser-, Naturschutz- und Fischereifachbehörden, Fischereipächter, Gemeindeverwaltung etc.) sollen die Ergebnisse so auch einem breiteren Publikum inklusive Entscheidungsträgern in Politik, Landes- und Bundesbehörden, den Fischereiverbänden, dem Verband der Kleinwasserkraftbetreiber und den Naturschutzorganisationen (BUND, NABU, WWF etc.) kenntlich gemacht werden. Ziel ist es, die Erkenntnisse gesellschaftlich möglichst breit zu streuen, um dem Anspruch, „einen fachlichen Beitrag zur Versachlichung der Diskussionen um das Für und Wider der Kleinwasserkraftnutzung zu leisten“, gerecht zu werden.

Wesentliche Erkenntnisse (hierzu zählen auch insbesondere die Weiterentwicklungen der Modelle) werden in ein laufendes Dissertationsvorhaben einfließen, weiter vertieft und über die „Mitteilungen des Instituts für Wasserbau“ im Laufe des Jahres 2004 veröffentlicht. Darüber hinaus sind für das Jahr 2004 mehrere wissenschaftliche Publikationen in deutsch- und englischsprachigen Fachzeitschriften vorgesehen (z. B. Wasserwirtschaft, Fischer & Teichwirt, Rivers Research & Applications).

In Deutschland und der Schweiz wurden zwischenzeitlich mehrere Einführungslehrgänge für den technischen und fachlichen Umgang mit dem verbesserten Modellsystem CASIMIR durchgeführt. Auf direktem Wege wird so das modelltechnische Wissen bzw. „die gute fachliche Anwendung“ des Modells unmittelbar an Fachleute aus anderen Hochschuleinrichtungen, privaten Büros sowie an Umwelt-, Fischerei- und Wasserbehörden transferiert. Zwischenzeitlich ist CASIMIR über diese Schiene bereits in verschiedenen Ländern Europas im Einsatz. Über den selben Weg findet die Habitatmodellierung aktuell Eingang in Handbücher und Empfehlungen der Länderbehörden für die Ermittlung von ökologisch begründeten Mindestwasserregelungen. Die Ergebnisse der Elz-Studie werden hierfür der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) sowie der Fischereibehörde in Freiburg zur Verfügung gestellt.

Eine weitere Schiene der Wissensverbreitung wird über die universitäre Ausbildung betrieben. Das Fallbeispiel „WKA Wasserkraft Volk AG“ als auch die Habitatmodellierung mit CASIMIR sind/waren Bestandteil einer Vorlesung über Umweltverträglichkeitsprüfungen und ökologische Fließgewässermmodellierung in den Studiengängen Bauingenieurwesen und Umweltschutztechnik sowie im internationalen, englischsprachigen Master-Studiengang WAREM (Water Resources Engineering and Management) der Universität Stuttgart.

12.3 Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Pilotanlage WKV. Die Anlage der WKV besitzt das Potential, zu einer Pilotanlage für innovative, möglichst gewässerschonende und akzeptanzschaffende Kleinwasserkraftnutzung weiterentwickelt zu werden. Die vorliegende Studie und die noch ausstehenden Untersuchungen könnten als ein wichtiger Baustein hierfür Verwendung finden. Weitere Schritte, wie eine automatisierte Abflussdynamisierung, die Umsetzung eines Konzeptes „Gläserne Wasserkraft“ sowie eine deutschlandweit erste Lizenzierung mit dem Schweizer Ökostrom-Label „naturemade star“ sind in Vorbereitung bzw. in Diskussion.

Modellregion für naturverträgliche Kleinwasserkraftnutzung. Das Elz- & Simonswäldertal bietet darüber hinaus vorteilhafte Möglichkeiten um die Rolle einer Modellregion für naturverträgliche Kleinwasserkraftnutzung einzunehmen. Die regionale Bedeutung der Kleinwasserkraft und gesellschaftsübergreifende akzeptanzschaffende Konzepte und Kriterien für eine naturverträglichen Kleinwasserkraftnutzung ließen sich in dieser wasserkraftreichen Region beispielhaft erarbeiten und demonstrieren. Ein entsprechendes Konzept würde sich gut in die Solarregion Freiburg einfügen und sich vorteilhaft mit den Zielsetzungen des Touristikverbandes Zweisälerland („Nachhaltiger Tourismus“, „Energietour“ etc.) verknüpfen lassen.

Eine fachübergreifende, wissenschaftliche Begleitung und Dokumentation eines solchen Vorhabens auch unter Berücksichtigung sozio-ökonomischer und gesellschaftlicher Aspekte, ähnlich dem Projekt „Ökostrom aus Wasserkraft“ der EAWAG, Schweiz, wären hier wichtige Randbedingungen, um den Pilotcharakter eines derartigen Vorhabens sicherzustellen. Eine entsprechende Projektskizze wird derzeit von der Universität Stuttgart ausgearbeitet.

Fischabstieg- und Fischschutzeinrichtungen. Vordringlicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht bei allen Fragen, die in Zusammenhang mit der Problematik des Fischabstiegs, insbesondere von Langdistanzwanderfischen, wie z.B. dem an der Elz maßgebenden Lachs, stehen. Die Liste der noch offenen Fragen zur baulichen Auslegung von zukünftigen Fischschutzeinrichtungen bzw. zur ökologisch, ökonomisch und energiewirtschaftlich optimalen Nachrüstung von bestehenden Anlagen (z.B. durch Leiteinrichtungen) ist lang. Das Wissen über Fischschäden bei der Turbinenpassage, als Grundlage für die Neuentwicklung von fischfreundlicheren Turbinen für Kleinwasserkraftanlagen ist insbesondere in der Forellen- und Äschenregion nach wie vor sehr begrenzt. Die Anlage der WKV bringt prinzipiell gute Voraussetzungen für Grundlagenuntersuchungen zum Abwanderverhalten von Junglachsen und zur Effektivität von Fischschutzeinrichtungen mit. In Zusammenhang mit einer solchen Untersuchung wäre beispielsweise ein pilothafter Lachsbesatz in der Elz erforderlich. Auch der Einsatz von selbstregistrierenden, künstlichen Fischdummys, wie derzeit in den USA an größeren Anlagen im Einsatz, wäre hier sowohl aus Tierschutz-, als auch wissenschaftlichen Gründen hilfreich und sinnvoll.

Weiterentwicklung CASIMIR. Anhand der gewonnenen Daten ist eine weitere Validierung der bestehenden Modellkomponenten und verwendeten Anspruchsdaten der Gewässerorganismen, aber auch die Entwicklung von neuen Modellbausteinen möglich. Die Ergebnisse der Studie fließen hierzu direkt in laufende Forschungs- und Entwicklungsarbeiten ein. Ziel ist es zukünftig, gewässertypspezifische Standard-Datensätze (z.B. für Fischansprüche) für die Modellierung zur Verfügung zu stellen. Hierbei wird eine enge Zusammenarbeit mit anderen Forschungseinrichtungen und der Wasser-, Naturschutz-, und Fischereiverwaltung angestrebt.

Ein weiterer Forschungs- und Entwicklungsschwerpunkt liegt im „Upscaling“ des verwendeten kleinräumigen Modellansatzes. Zukünftig sollen die bislang nur lokal möglichen Aussagen mit regional bedeutsamen Aspekten wie Durchgängigkeit, Habitatfragmentierung, Erreichbarkeit von Sommer-/Winter-/Laichhabitaten etc. verknüpft werden, um daraus verbesserte Gesamtkonzepte und Strategien für Renaturierungen und z.B. Ertüchtigungen von Wasserkraftanlagen abzuleiten. So befindet sich gegenwärtig ein ergänzendes Modul für regionale Anwendungen in der Entwicklung. Ziel ist es, die im Rahmen der Untersuchung getesteten Methoden der Gewässerstrukturkartierung zu erweitern und mit Fischansprüchen zu verknüpfen. Eine Weiterentwicklung des vorhandenen Modellprototyps und seine Anwendung auf den Gesamtlauf der Elz und der Wilden Gutach, inklusive der relevanten Seitenbäche, würde sich vorteilhaft mit den laufenden Untersuchungen und weiter geplanten Vorhaben an der Anlage der WKV bzw. im Elz- und Simonswäldertal ergänzen. Hierbei ist anzumerken, dass das Einzugsgebiet der Elz als ein bundesweites Pilotgebiet für die Umsetzung der WRRL gilt. Eine solche Studie würde deshalb voraussichtlich auch von Seiten der Behörden auf gesteigertes Interesse stoßen und könnte bei rascher Umsetzung beitragen, die ambitionierten gewässerökologischen Ziele der WRRL fristgerecht und effektiv zu verwirklichen.

13 Danksagung

CASIMIR ist Dank der kontinuierlichen jahrelangen Unterstützung durch die DBU zwischenzeitlich zu einem auch im internationalen Rahmen anerkannten Habitatprognosemodell für praktische Aufgaben im Gewässerschutz geworden. Für die beträchtlichen finanziellen Aufwendungen, aber auch für das der Forschungsgruppe entgegengebrachte langjährige Vertrauen möchten wir uns verbindlich bei der DBU und unseren dortigen Ansprechpartnern bedanken.

14 Literaturverzeichnis

- AG INGENIEURGRUPPE REGIOPLAN & TROSCHER, H.-J. (1999): Wasserwirtschaftlich-ökologisches Entwicklungskonzept für die Elz.- Bericht für das Regierungspräsidium Freiburg.
- BARTL *et al.* (1993): Die historische Entwicklung der Fischerei am Hoch- und Oberrhein in Baden-Württemberg. Zitiert nach <http://www.lfv-baden.de>.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1990): Biologische Gewässeranalyse in Bayern. Taxaliste der Gewässerorganismen. Informationsberichte Bay. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/96, München.
- BÖHMER, J., RAWER, JOST, C & ACKERMANN, B. (2000): Modellgebiet Elz/Dreisam: Erste pilothafte Beschreibung des Modellgebietes Elz/Dreisam nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Arbeitspaket Nr. 7: Ökologische Bewertung der Fließgewässer. - Bericht Universität Hohenheim, Institut für Zoologie an das Regierungspräsidium Freiburg.
- DIN (1990): Bestimmung des Saprobienindex (DIN 38410, M2). Beuth Verlag, Berlin.
- DÜBLING, U. & BERG, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart; 176 Seiten.
- DVWK (1996): DVWK-Merkblatt 232 : Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., Bonn.
- DVWK (1999): Ermittlung einer ökologisch begründeten Mindestwasserführung mittels Halbkugelmethode und Habitat-Prognose-Modell, Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. ; Heft 123, Bonn.
- EICHER ASSOCIATES, INC. (1987): Turbine-Related Fish Mortality : Review and Evaluation of Studies. Electric Power Research Institute (EPRI), Research Project 2694-4, Report AP 5480, Palo Alto, California.
- FFG (Forschungsgruppe Fließgewässer, 1998): Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg. Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse an Keuper- und Gneisbächen. Handbuch Wasser 2: 41, Karlsruhe.
- FISCHEREIBEHÖRDE FREIBURG (1996): Fischschädigungen bei Salmoniden durch Turbinen von Wasserkraftanlagen, Freiburg/Br. 1996
- FLOSI, G., S. DOWNIE, J. HOPELAIN, M. BIRD, R. COEY, AND B. COLLINS (1998): California Salmonid Stream Habitat Restoration Manual, Third Edition, California Department of Fish and Game
- FUCHS, U. (1994): Ökologische Grundlagen zur wasserwirtschaftlichen Planung von Abfluß und Morphologie kleiner Fließgewässer.-Dissertation an der Fakultät für Geo- und Biowissenschaften, Universität Karlsruhe.
- FUCHS U., FRÖHLICH D., BOSTELMANN R. (2003): Limnologische Untersuchungen der Elz für den Untersuchungszeitraum 1999 bis 2001. - Unveröffentlichter Hintergrundbericht der Firma ALAND, Karlsruhe im Auftrag der Universität Stuttgart.
- GALAY, V.J., KELLERHALS, R. AND BRAY, D.I., (1973): Diversity of river types in Canada. In: Fluvial Process and Sedimentation. Proceedings of Hydrology Symposium. National Research Council of Canada, pp. 217-250.
- GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN/HOCHRHEIN (1998): Gewässerentwicklung Elz - Positivkartierung Wasserkraft. Studie im Auftrag des Ministeriums für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg. Offenburg.
- GIESECKE, J. & E. MOSONYI (1998): Wasserkraftanlagen, 2. Auflage, Springer Verlag, Berlin.
- HAWKINS, C.P., KERSHNER, J.L., BISSON, P.A., BRYANT, M.D., DECKER, L.M., GREGORY, S.V., McCULLOUGH, D.A., OVERTON, C.K., REEVES, G.H., STEEDMAN, R.J. AND YOUNG, M.K. (1993): A hierarchical approach to classifying stream habitat features. Fisheries 18: 3 - 12.
- HÖLL, K. (1986): Wasser. Verlag de Gruyter, Berlin, New York.
- HÜTTER, L. A. (1990): Wasser und Wasseruntersuchungen. Salle & Sauerländer, Frankfurt/M.
- HYDRO-ENERGIE ROTH GMBH (1998): Neubau der Wasserkraftanlage Bleibach/Elz – Beantragung der wasserrechtlichen Genehmigung; unveröffentlichtes Gutachten i. A. der Wasserkraft Volk AG.

- JORDE, K. (1997): Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken, Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 90, Universität Stuttgart, 155 S.
- KAPPUS B., BÖHMER J. UND SCHMID H. (2002): Entwicklung der Fischvorkommen der Elz in Gutach (Süd-schwarzwald) im Zusammenhang mit dem Bau der Wasserkraftanlage der Wasserkraft Volk AG. – Un-veröffentlichter Hintergrundbericht im Auftrag der Universität Stuttgart.
- KAPPUS, B. & SOSAT, R. (2001): Analyse der Durchgängigkeit von Fischpässen am stauregulierten und schiffba-ren Neckar. Bericht Universität Hohenheim, Institut für Zoologie, an die Gewässerdirektion Neckar, Bereich Besigheim, 85 S.
- KAPPUS, B., BÖHMER, J., JANSEN, W., RAWER-JOST, C. & RAHMANN, H. unter Mitarbeit von T. Beiter, C. Bratrich, B. Breitingen, C. Hock, A. Nill, (1996): Ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern - Erfolgskontrolle an umgestalteten Bauwerken und Gestaltungsvorschläge aus ökologischer Sicht an zur Umgestaltung vorgesehener Bauwerke.- Abschlußbericht im Auftrag des Amtes für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Besigheim, 219 S.
- KAPPUS, B., SILIGATO, S. & BÖHMER, J. (2000): Ermittlung von Fischhabitatpräferenzen – Grundlagen für eine hydraulisch-morphologische Simulation von Fließgewässern und deren Habitatprognose.- Bericht des Zoologischen Instituts der Universität Hohenheim, im Auftrag des Instituts für Wasserbau der Universi-tät Stuttgart, Hohenheim, 28 S. + Anhang.
- LANDESFISCHEREIVERBAND BAYERN E.V. (1999): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischereischäden im Kraftwerksbereich, Schriftenreihe des Landesfischereiverbands Bayern, Heft 1.
- LANGE, G. & LECHER, K. (1993): Gewässerregelung Gewässerpflge. 3. Aufl., Parey Hamburg.
- LARINIER, M. & DARTIGUELONGUE, J. (1989) : La Circulation des Poissons Migrateurs : Le Transit a Travers les Turbines des Installations Hydroélectriques. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Gewässer. Band 1. Berlin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1999): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutsch-land. Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer.
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz, 1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung. Arbeitsanleitung. Handbuch Wasser 2: 7, Karlsruhe. mit DBase-Programm zur Biologisch-ökologischen Gewässerunter-suchung. Version Dez. 1999.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz, 1992): Übersichtskartierung des morphologischen Zustands der Fließge-wässer in Baden-Württemberg 1992/93.. Handbuch Wasser 2: Band 15, Karlsruhe.
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz, 1998): Gewässergütekarte Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 49. LfU Karlsruhe.
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz, 2000): Jahresdatenkatalog - Fließgewässer Baden-Württemberg 1972-2000. CD-Rom.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1998): Merkblätter Nr. 14, Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung, Essen 1998.
- MONTEN, E (1985) : Fish and Turbines. Vattenfall, Stockholm 1985, 112p.
- MONTGOMERY, D.R. AND J.M. BUFFINGTON, (1993): Channel classification, prediction of channel response, and assessment of channel condition. Washington Department of Natural Resources Report, TFW-SH10-93-002.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg Wiesbaden.
- ÖNORM (Österreichisches Normungsinstitut, 1997): ÖNORM M 6232 Richtlinien für die ökologische Untersu-chung und Bewertung von Fließgewässern. Wien.
- PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnis-se. Gas- und Wasserfach 96.
- PATTERSON L, (2003): Examination of Stream and Habitat Classification Systems to Aid in Computer Habitat Modelling, unveröffentlichte Master's Thesis, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart (in prep.)
- REICHENBACH-KLINKE (1980): Krankheiten und Schädigungen der Fische. Stuttgart und New York.

- ROSGEN, D. (1996): Applied River Morphology. Wildlife Hydoglogy, Pagosa Springs, CO.
- SMMO, A. (1999): Hydraulic and morphologic investigations on river sections affected by the Volk hydropower project at the Elz river. Unveröffentlichte Master's Thesis. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- SCHMEDTJE, U. (1995): Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 25, München.
- SCHNEIDER, M. (2001): Habitat und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau. Heft 108 - Dissertation am Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- SCHNEIDER, R. (2000): Landschafts- und Umweltgeschichte im Einzugsgebiet der Elz. - Dissertation an der Geowissenschaftlichen Fakultät der Universität Freiburg, publiziert in <http://www.freidok.uni-freiburg.de/volltexte/125>.
- SCHWEDER, H. (1992): Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. Limnologie aktuell 3. Gustav Fischer Verlag, Jena New York.
- STATZNER, B. UND MÜLLER, R. (1989): Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research – Freshwater Biology 21, 445-459.
- US ARMY CORPS OF ENGINEERS (1997): HEC-RAS, River Analysis System, User's Manuel Version 2.0, Davis, CA 1997.