© Alle Texte und Bilder urheberrechtlich geschützt, Nutzung nur für private Zwecke erlaubt

Wasserkraftnutzung und ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern

Mathias Jungwirth

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Wien

1. Einleitung

Neben systematischen Regulierungen, Wasserab- und -umleitungen für Bewässerungszwecke sowie Abwasserbelastungen zählen Wasserkraftwerke weltweit zu den tiefgreifendsten Eingriffen in die Ökologie von Fließgewässern und Flusslandschaften. Vor dem Hintergrund des Vierdimensionalitätsprinzips von Fließgewässerökosystemen behandelt vorliegender Beitrag in einem Überblick die verschiedensten Problemkreise im Zusammenhang mit Krattwerken. Dabei werden speziell Änderungen der Hydromorphologie- und Konnektivitätsverhältnisse bzw. deren Auswirkungen auf die aquatischen/ gewässergebundenen Biozönosen angesprochen. In Hinblick auf die EU – Wasserrahmenrichtlinie und die ökologische Funktionsfähigkeit werden dabei beispielhaft Möglichkeiten zur Erhaltung/ Wiederherstellung eines „guten ökologischen Zustandes" bzw. „guten ökologischen Potentials" (bei „heavily modified" Gewässern) aufgezeigt.

2. Zur multidimensionalen Natur von Fließgewässersystemen/ Flusslandschaften

Die Beschreibung der unterschiedlichen Lebensgemeinschaften im Längsverlauf von Fließgewässern auf funktioneller Basis im sogenannten „River-Continuum-Concept" (RCC, Vannote et al., 1980) zählt zu den best bekannten einschlägigen Publikationen. Dieses Konzept behandelt erstmals den Zusammenhang zwischen morphologisch-/ physikalisch-/ hydrologischen Aspekten und den Auf- und Abbauprozessen bzw. den funktionellen Ernährungstypen der aquatischen Biozönose in einer modellhaften und ganzheitlichen Betrachtung natürlicher Fließgewässersysteme im Längsverlauf. Im Zuge der rasanten Entwicklung der Fließgewässerforschung stellte sich freilich bald heraus, dass das RCC zu einseitig auf das longitudinale Prozessgeschehen fokussiert. Nach dem von Ward und Stanford 1983 entwickelten und 1995 erweiterten „serial discontinuity concept" werden heute in Übereinstimmung mit den „flood pulse concept" (Junk et al. 1989), dem „ecotone concept" (Naiman und Decamps, 1990) dem „ecological connectivity concept" (Amoros und Roux, 1988) etc. Flusssysteme grundsätzlich als in drei räumlichen Ebenen interaktiv angesehen. In der Longitudinalen (Fluss/ Fluss/ bzw. Fluss/ Zubringer), vertikal (Flussbett/ Aquifer) und lateral (Flussbett/ Ufer- bzw. Überschwemmungsflächen).Die zeitliche (vierte) Dimension wird dabei besonders anhand des hydrologischen Geschehens ersichtlich.
Lange Zeit in ihrer Bedeutung unterschätzt, sind es vor allem die verzweigten und mäandrierenden Alluvialzonen, die durch besonders hohe laterale

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

Interaktion zwischen Fluss und Umland hervorstechen. Die Bedeutung hoher Instabilität von Mäander- und vor allem Furkationssystemen lässt sich dabei besonders gut anhand des „flood pulse concept" (Junk et al. 1989) erklären, dass die Auswirkungen von Hochwässern bzw. die hochwasserbedingten Störungen als prägendes Element vom Fluss-/ Auensystemen beschreibt. Die flussmorphologische Dynamik bedingt stetige Umformung des Aureliefs, Neubildung und Verlandung von strukturreichen Altarmen und Uferzonen und ist damit auch Basis für Ein - und Austrag von Nährstoffen, Auf- und Abbau organischen Materials und entsprechender Sukzessionsabläufe. Unter natürlichen Verhältnissen ist dynamische Seitenentwicklung des Flusses bzw. einzelner Flussarme in breiten Alluvialzonen längerfristig jene Kraft, die Trübeeinträge, Sedimentation und damit Auflandung der Au kompensiert und damit dem Auseinanderklaffen der Niveaus von Fluss und Au entgegenwirkt. Laterale Konnektivität und „Störungen" von Flusslandschaften bei Hochwasser haben aber u. a. auch insoferne wichtige Funktionen, als sie die individuelle Entwicklung von Augewässern (z. B. hinsichtlich Thermik, Nährstoffgehalt etc.) bei Niedrigwasserführung unterbrechen und auf diese Weise konkurrenzstarke Arten kontrollieren bzw. konkurrenzschwächere fördern.

„Störungen" erweisen sich daher als typische und notwendige Prozesse, zeitliche und räumliche Instabilität als charakteristische Größe funktionierender Fluss-/ Auensysteme (vgl. auch Schiemer 1995). Intakte Fluss-/ Auensysteme der Furkations- und Mäanderzone sind somit durch dynamische Entwicklungen und hohe Instabilität, bedingt durch die formende Kraft bzw. Störungen von Hochwässern sowie durch vielfältige Struktur- und Habitatausstattung in Verbindung mit hohem Angebot an Ökotonen gekennzeichnet. Die zeitlich und räumlich variierende Konnektivität ist dabei Basis für vielfältige Austauschprozesse, Wanderungsmöglichkeiten, Isolation und Neukombination von Vergesellschaftungen etc.

3. Ökologische Funktionsfähigkeit/ EU - Wasserrahmenrichtlinie

In Österreich wurde bereits in der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1984 die Beachtung der ökologischen Funktionsfähigkeit festgeschrieben. Nach einer Definition von Adamicka et al (1992) ist die ökologische Funktionsfähigkeit (ÖFFK) als Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps (Erhaltung von Regulation, Resilienz, Resistenz) definiert. Auch die im Jahre 2000 beschlossene EU – Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) beinhaltet die ÖFFK als ein wesentliches Element für den künftigen Umgang der EU - Mitgliedstaaten mit den Oberflächengewässern und dem Grundwasser.

Wie aus der oben dargestellten Definition ersichtlich, geht es bei der ÖFFK auch um die Aufrechterhaltung des natürlichen Wirkungsgefüges zwischen einem Gewässer und seinem Umland und damit letztlich um die natürlichen

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

Funktionen und Prozesse ganzer Flusslandschaften entsprechend ihrem jeweiligen Typ bzw. im großflächigen Maßstab. Wichtiges Ziel der EU – WRRL ist dabei eine zukunftorientierte Bewirtschaftung zur Erreichung eine guten ökologischen Zustandes bis zum Jahr 2016. Der gute ökologische Zustand hat sich dabei am sehr guten ökologischen Zustand und damit der natürlichen Referenzsituationen zu orientieren. Selbst bei sogenannten „heavily modified Gewässern", die auf Grund starker anthropogener Eingriffe (z. B. Stauketten) stark vom natürlichen Gewässertyp abweichen, verlangt die EU – WRRL nach Maßgabe der Möglichkeiten die Erhaltung/ Widerherstellung eines guten ökologischen Potentials, dass sich (nach Stand der Technik) ebenfalls am sehr guten ökologischen Zustand entsprechender Referenzsituationen zu orientieren hat.

Die Erfüllung dieser sehr anspruchsvollen Ziele bedarf umfangreicher internationaler Abstimmung, entsprechender Beurteilungskriterien, Methoden und Bewertungsverfahren, deren Entwicklung derzeit gerade im Gange ist. Dem modernen Ansatz, künftige gewässerbezogene Planungen nicht mehr auf lokale/ regionale Ebene zu beschränken, sondern in gesamtheitlicher Betrachtungsweise großmaßstäblich vorzugehen, wird seitens der WRRL mit der Forderung nach einem „Integrativen Flussgebietsmanagement" Rechnung getragen. Seitens der Wissenschaft waren in den letzten Jahren diesbezüglich ebenfalls schon deutliche Tendenzen erkennbar, Flusssysteme/ Flusslandschaften integrativ und großräumig zu erfassen. (vgl. z. B. „Riverine Landscapes", Tockner et al. 2002; oder „Nachhaltigkeit im Management von Flusslandschaften", Int. Workshop/Konferenz", BOKU, Wien http:/ flusslandschaften.at).

4. Anthropogene Eingriffe/ Situation der Fließgewässer

Zu den wichtigsten Eingriffsformen an Fließgewässern zählen weltweit Abwasserbelastungen, Hochwasserschutzmaßnahmen, Ab- und Umleitungen von Wasser für Bewässerungszwecke sowie Wasserkraftwerke. Während in Österreich speziell Belastungen mit Sauerstoff zehrenden organischen Inhaltsstoffen im Wesentlichen der Vergangenheit angehören, sind solche Abwässer in vielen anderen industrialisierten Ländern Europas nach wie vor aktuell. Selbst nach erfolgreicher Lösung der „klassischen Gewässergüteprobleme" (vgl. Abb. 1) verbleiben jedoch vielerorts noch ungelöste Probleme mit toxischen Inhaltsstoffen, Schwermetallen, hormonartig wirkenden Substanzen etc.

In Hinblick auf Strukturausstattung und Konnektivitätsverhältnisse erweisen sich speziell in den dicht besiedelten Gebieten Mitteleuropas Hochwasserschutzmaßnahmen als sehr abträgliche Eingriffe. Großflächig systematisch durchgeführte Regulierungen haben monotone Lebensräume zur Folge, die wiederum in artenarmen Lebensgemeinschaften mit deutlich reduzierter Diversität resultieren. Vor dem Hintergrund des in Kapitel 2 aufgezeigten „4-Dimensionalitätsprinzips natürlicher Fließgewässer" können daher die in Abb. 2 beispielhaft gezeigten Gewässer auch nicht mehr den Anforderungen

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Hauptschule; download unter www.biologiezentrum.at
in Hinblick auf natürliche Funktionen, Prozesse und Strukturen gerecht werden.

Ein besonders komplexes Eingriffsspektrum ergibt sich letztlich bei Wasserkraftwerken (Abb. 3). Diese führen nicht nur zu starken Änderungen der morphologischen Verhältnisse, sondern haben vielfach zufolge zusätzlicher Eingriffe in die Hydrologie (vgl. Kap. 5) eine breite Palette unterschiedlichster und weit über den eigentlichen Kraftwerksstandort hinaus reichender Folgewirkungen.

Aufgrund der verschiedenartigen anthropogenen Nutzungsformen zählen Fließgewässer heute weltweit zu den am stärksten bedrohten Ökosystemen. Speziell in den industrialisierten Ländern der nördlichen Hemisphäre (Nordamerika und Eurasien) ergibt sich auf diese Weise ein besonders hohes Ausmaß an Beeinträchtigungen. Eine Studie über die 139 größten Flusssysteme Nordamerikas, Europas und der ehemaligen Sowjetunion (definiert als Flüsse mit einem durchschnittlichen jährlichen Abfluss > 350 m^3/s) ergab, dass 77 % dieser Gewässer schwer bis mittelstark durch Kontinuumsunterbrechungen (z. B. Wehre, Sohlstufen) und/ oder Störungen des Abflussregime aufgrund von Kraftwerksbetrieb, Aus- und Umleitung betroffen sind (Dynesius & Nilsson 1994).

Im Rahmen einer österreichweiten Studie zur „Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte" wurden alle Gewässerlebensräume mit weitgehend ungestörten morphologischen und hydrologischen Verhältnissen dargestellt und bilanziert (Muhar et al. 1996). Die Ergebnisse liefern einen bundesweiten Überblick über die Situation der österreichischen Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 500 km^2 (exklusive Donau). Von den insgesamt 52 untersuchten Flüssen mit einer Gesamtlänge von 4.915 km sind 284 km (rund 6 %) der Kategorie A und 764 km (rund 15 %) der Kategorie B zuzuordnen (vgl. Abb. 4). Entsprechend den methodisch festgelegten Evaluierungskriterien zählen 3.867 km (rund 79 %) nicht mehr zu den flusstypspezifisch erhaltenen Flussräumen. Von diesen ist zwar ein Anteil von 381 km (rund 8 %) noch morphologisch weitgehend unbeeinträchtigt, weist jedoch hydrologische Veränderungen durch Ausleitungen und/ oder Schwellbetrieb auf.

Diese Befunde decken sich tendenziell auch mit regionalen oder landesweiten Fließgewässerkartierungen in vielen anderen Europäischen Ländern und/ oder den USA (vgl. Dynesius und Nielson 1994, Benke 1990, Petts 1995, Raven et al. 1997). Als Konsequenz dieser Befunde ergibt sich, dass der Schutz der letzten naturnahen Fließgewässerabschnitte international absolute Priorität besitzt. Zugleich gilt es, durch ökologische Verbesserungs- bzw. Revitalisierungsmaßnahmen den Zustand der zahlreichen bereits degradierten Fließgewässer zu verbessern, wie dies auch durch die EU-WRRL gefordert wird.

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

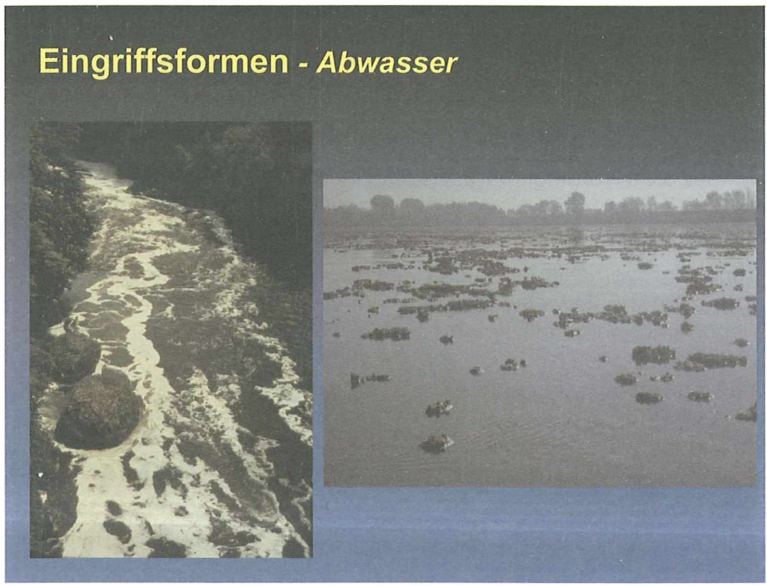

Abb. 1: Stark belastete Flüsse in den frühen Achtzigerjahren

Abb. 2: Beispiele hart regulierter Flüsse mit monotonen Lebensraumverhältnissen

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

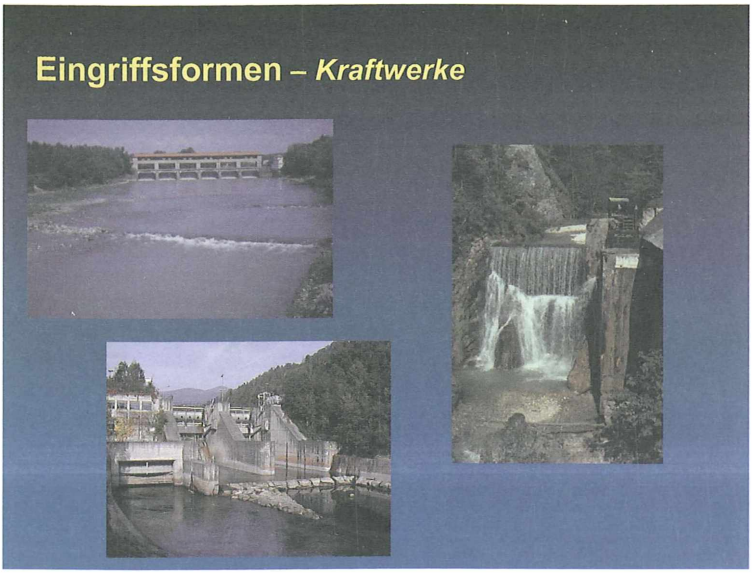

Abb. 3: Beispiele von Kraftwerken an unterschiedlich großen Fließgewässern

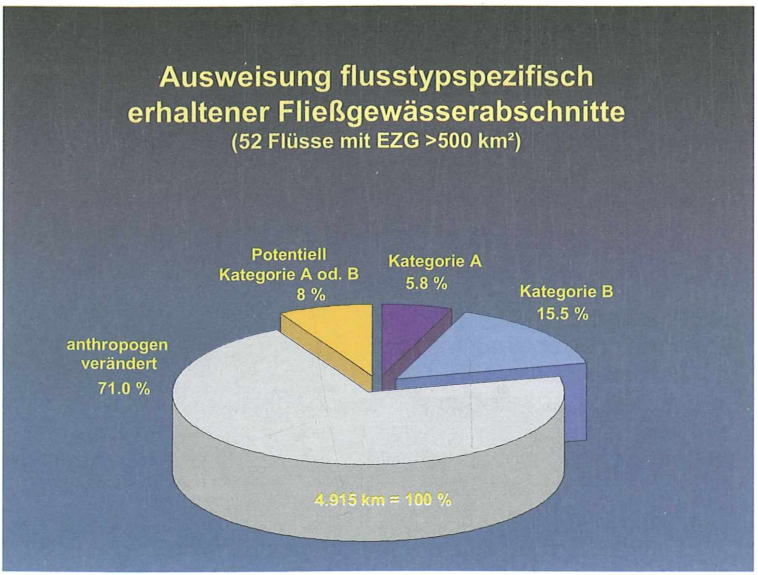

Abb. 4: Flusstypspezifisch erhaltene Fließgewässerabschnitte in Österreich: Kategorie A: weitgehend naturbelassen; Kategorie B: „naturnahe": Veränderungen hinsichtlich Morphologie, Dynamik und Umlandsprägung, jedoch nicht durch systematische Eingriffe hinsichtlich Gesamtcharakter verändert; Potentiell A oder B: Hydrologie anthropogen verändert, Morphologie aber weitgehend unbeeinflusst (nach Muhar et al. 1996).

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

5. Probleme und Lösungsmöglichkeiten im Zusammenhang mit der Wasserkraftnutzung

Je nach Nutzungsform (Speicher-, Lauf- oder Ausleitungskraftwerk) und jeweils gegebenen Rahmenbedingungen können sich bei der energiewirtschaftlichen Nutzung von Fließgewässern die verschiedensten Probleme ergeben. Besonders vielfältig erweisen sich dabei die Eingriffe und Änderungen bei Großkraftwerken in komplexen alluvialen Fluss-/ Auensystemen. Letztlich stellen aber - in Summe - durchaus auch Kleinwasserkraftwerke erhebliche Eingriffe dar, wie wohl diese im Einzelfall häufig nur mit vergleichsweise geringen/ wenigen Eingriffen verbunden sind. Insgesamt werden derzeit in Österreich rund 70 % des ausbauwürdigen Fließgewässerpotentials energiewirtschaftlich genutzt, in Oberösterreich sind es bereits mehr als 91 %. Im Vergleich dazu ist in der Schweiz bereits ein Ausbaugrad von 95 % gegeben.

Zu den wichtigsten Problemkreisen bei der energiewirtschaftlichen Nutzung von Fließgewässern zählen Änderungen/ Beeinträchtigungen in Bezug auf:

- Abfluss- und Geschieberegime
- Habitatausstattung / strukturelle Vielfalt
- Fließgewässerkontinuum/ longitudinale Konnektivität
- Existenz freier Fließstrecken
- Sohllagen/ -niveaus durch Eintiefung
- laterale Konnektivität und Vernetzung Fluss/ Umland
- Austauschprozesse Fluss/ Bettsedimente/ Grundwasser
- Dynamik/ hydromorphologische Prozesse
- Ausleitung/ Restwasser
- Schwellbetrieb
- Stauraumspülungen

In weiterer Folge seien einige wichtige mit Wasserkraftwerken verbundene Problemkreise beispielhaft etwas näher behandelt. Dabei werden stichwortartig auch Verbesserungs-möglichkeiten in Hinblick auf die Erhaltung/ Wiederherstellung der ÖFFK aufgezeigt.

Problemkreis Wasserausleitung/ Restwasserführung

Bei Ausleitungskraftwerken wird das für die Energieerzeugung notwendige Triebwasser mit Hilfe von Wehranlagen bzw. Wasserfassungen abgeleitet. Die vom Wasserentzug betroffenen Ausleitungsstrecken zeigen je nach Kraftwerkstyp, Ausbaugröße und Resteinzugsgebiet jahreszeitlich unterschiedliche Restwasserabflüsse (QR). Bei hohem Ausbaugrad und Fehlen wasserrechtlich festgeschriebener Pflichtwassermengen kann es über mehrere Monate jährlich zu völliger Austrocknung des Flussbettes in der Ausleitungsstrecke und damit zu entsprechenden Folgen für die Biozönose kommen (vgl. Abb. 5).

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

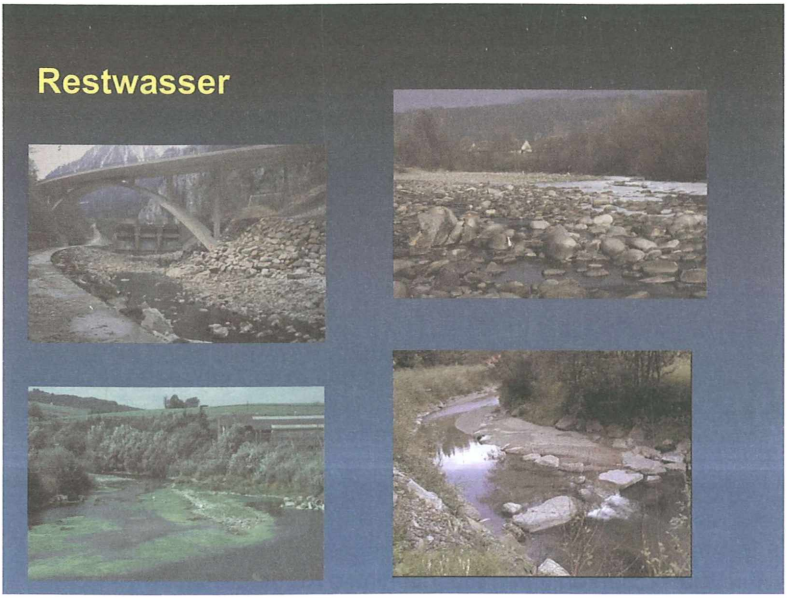

Abb. 5: Saisonal völlig fehlende/unzureichende Restwasserabflüsse österr. Fließgewässer (beachte starke sommerliche Veralgung im Bild links unten).

In Österreich wird heute sowohl bei neugeplanten Nutzungen als auch auslaufenden und daher neu zu verhandelnden Wasserrechten in Hinblick auf die Erhaltung der OFFK obligat ein bestimmter Rest- bzw. Pflichtwasserabfluss bzw. die Abgabe einer festgelegten Dotationswassermenge bei der Wehranlage vorgeschrieben. Die ÖFFK in Ausleitungsstrecken setzt einen Restwasserabfluss (QR) solchen Ausmaßes voraus, dass die Erhaltung der ursprünglichen Lebensgemeinschaften im Fluss und seinem Umland zumindest qualitativ, im Wesentlichen aber auch quantitativ gewährleistet ist. Die gewässertypischen Abfluss- und Lebensraumverhältnisse sind dabei genauso wichtig, wie intakte Bedingungen hinsichtlich longitudinaler und lateraler Konnektivität, etc.

Insbesondere für die Errichtung kleiner Ausleitungskraftwerke (KWKW) wurde aus Kostengründen versucht, allgemein gültige „Restwasserformeln" zu entwickeln. Es stellte sich freilich bald heraus, dass mit solchen Ansätzen der Individualität einzelner Gewässer kaum Rechnung getragen werden kann. Vielmehr ist in Anpassung an die individuellen Lebensraumverhältnisse und jeweiligen Biozönosen bei jedem einzelnen KW eine spezifische Beurteilung und Festlegung des erforderlichen QR – Wertes anzustreben. Aus ökologischer Sicht sind Abschätzungen/ Festlegungen der erforderlichen QR – Werte mit Hilfe von Formeln noch am ehesten dann vertretbar, wenn in der Ausleitungsstrecke jahreszeitlich gestaffelt im Wesentlichen die natürlichen monatlichen MNQ -Werte verbleiben.

Aus der Sicht des Gewässerschutzes empfiehlt sich daher grundsätzlich, zur individuellen Beurteilung und Festlegung von Pflichtwasser- bzw. Dotationswassermengen ein auf die Erhaltung der Biozönose und daher das jeweilige Gewässer abgestimmtes Set ausgewählter Untersuchungskriterien festzulegen, wie z. B. betreffend: Hydrologie des Resteinzugs-gebietes, Länge und Morphologie der Ausleitungsstrecke, wasserbedeckte Fläche, benetzter Umfang, Tiefenverteilung, Strömungsmuster und verteilung, Geschiebeverhältnisse, Einstrahlungs- und Beschattungsverhältnisse, Sauerstoffverhältnisse, Wassertemperatur (sommerliche Aufwärmung/ winterliche Eisbildung, Tagesgänge), Abwasser- und Nähstoffsituation, Grundwassersituation, Kontinuumverhältnisse, biozönotische Verhältnisse (Fisch- und Benthosfauna, bedrohte/ seltene Arten, Räuber mit größtem Mindestareal etc.).

Moderne Verfahren zur Festlegung erforderlicher Restwassermengen versuchen, den QR – Wert jahreszeitlich an das natürliche hydrologische Regime des jeweiligen Flusses anzupassen (vgl. Mader 1992). In Zukunft ist zu erwarten, dass vor allem bei längeren Ausleitungsstrecken anhand sogenannter Präferenzkurven wichtiger Leitorganismen ein Modell für die art- und stadienspezifische Habitatausstattung des Flussbettes bei unterschiedlichen QR – Werten erstellt wird (z. B. PHABSIM – Methode; Bovee 1982; vgl. auch Abb. 6). Derartige Modelle/ Methoden sollten es erlauben, adäquate Lösungen für Ausleitungsstrecken zu finden, indem die gewässertypspezifischen Zönosen, insbesondere die ursprünglich dominierenden/ potentiell vorkommenden Leitfischarten, nicht nur qualitativ, sondern auch in Hinblick auf ihre quantitativen Bestände etc. entsprechende Berücksichtigung finden.

Problemkreis Schwellbetrieb

Neben Schwierigkeiten hinsichtlich Pegelschwankungen, Stauraumspülungen etc., (siehe unten), ergibt sich bei Speichern vor allem betriebsbedingt die sogenannte „Schwallproblematik“ Im Gegensatz zu Laufkraftwerken wird in Speicherstauen Wasser rückgehalten, um dieses bei Bedarfsspitzen abzuarbeiten. Die stoßweise Abarbeitung des Wassers resultiert dabei im Vorfluter in sogenannten „Schwällen“ Aus der Sicht des Gewässerschutzes treten bei Schwellbetrieb speziell folgende Probleme zu Tage:

Während der Füllung der Speicher besteht flussab das Problem ausreichender Dotation bzw. Restwasserführung.

Im Vorfluter entstehen bei Abarbeitung des Triebwassers plötzlich hochwasserartige Schwälle, gefolgt von abrupten Sunkerscheinungen nach Abschaltung des KWs

Die Schwall-/ Sunkerscheinungen reichen weit über den eigentlichen Kraftwerk-standort hinaus und werden nur langsam durch die sogenannte fließende Retention abgedämpft. Auf diese Weise ergeben sich weitreichende Beeinträchtigungen der aquatischen Biozönose.

Schwall- / Sunk – Abfolgen stehen in Disharmonie zum natürlichen Abflussregime und finden bis zu dreimal täglich statt.

Für die aquatischen Biozönosen sind insbesondere Geschwindigkeit des Anstieges und Wiederabfalls sowie Amplituden, Dauer und Frequenz der Schwall- / Sunk - Ereignisse maßgeblich.
Besonders gravierend ist Schwellbetrieb zu Zeiten natürlichen Niedrigwasserabflusses im Vorfluter (vor allem im Herbst und Winter).
Mit abrupt wechselndem Abfluss ändern sich Pegelstand und Fließgeschwindigkeit, was Benthos und Jungfische zu ständigem Standortwechsel zwingt und hohe Ausfälle nach sich zieht.
Schwalleinstöße aus Hochgebirgsspeichern dürften nicht zuletzt auf Grund des abrupten Temperaturwechsels entsprechenden Einfluss auf die Benthos- und Fischbiozönosen haben.

An der Kärntner Drau (Möll - Malta - Unterstufe) konnte durch den Schwellbetrieb eine Reduktion des Fischbestandes um rund 50 % nachgewiesen werden (vgl. Abb. 7 und 8), beim Makrozoobenthos (MZB) ist eine Biomassereduktion um rund 80 % dokumentiert. Noch stärkerer Schwellbetrieb an der Bregenzer Ache hatte beim MZB Biomasseverluste von mehr 90 % zur Folge. Ganz allgemein sind die Beeinträchtigungen von Fischbeständen umso größer, je höher das Verhältnis zwischen Basisabfluss und Schwallwasserführung ist.

Ausgleichsmaßnahmen für Schwellbetrieb sind realistischer Weise bei bestehenden Kraftwerken nur sehr beschränkt möglich. Anzustreben wären diesbezüglich Änderungen der Betriebsweise in Hinblick auf die Reduktion von Amplituden und Frequenz der Schwälle bzw. deren Anstiegs- und Sunkgeschwindigkeit. Wirtschaftlich und ökologisch am zielführendsten ist die Errichtung sogenannter Ausgleichsbecken in der Form, dass die Schwälle aufgefangen, z. T. energiewirtschaftlich genutzt und abgedämpft wieder abgegeben werden.

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

Abb. 6: Prinzip der Habitatmodellierung (rechts) und unterschiedliche Habitatansprüche des Huchens in unterschiedlichen Stadien des Lebens-zyklus (links). Wesentliche Habitatfaktoren werden in Teststrecken bei spezifischen Abflüssen und Strukturbedingungen erfasst und mit den Lebensraumansprüchen der einzelnen Indikatorarten bzw. deren Alters-stadien (Beispiel Nutzungskurve Wassertiefe) verknüpft. Das Ergebnis ist das Habitatpotenzial für das jeweilige „Artstadium" bei den spezifischen Abfluss- und Strukturbedingungen (unten rechts Abfluss Q-Rest).

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

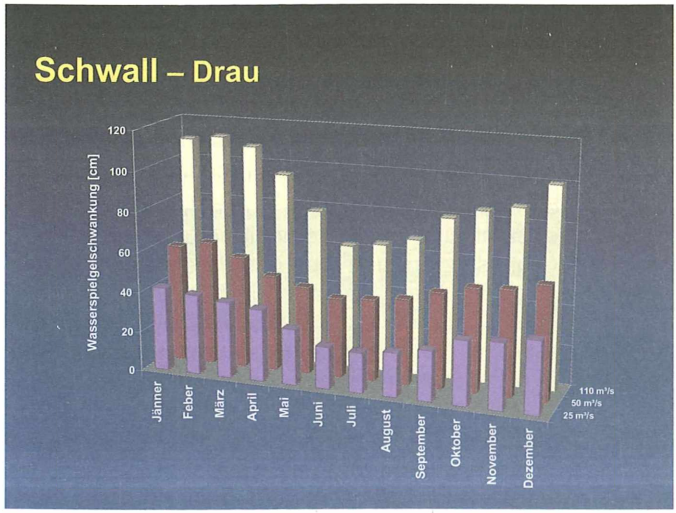

Abb. 7: Wasserspiegelschwankungen der Drau bei Schwalleinstößen von 25,50 und 110 m³/s (vgl. Text und Abb. 8).

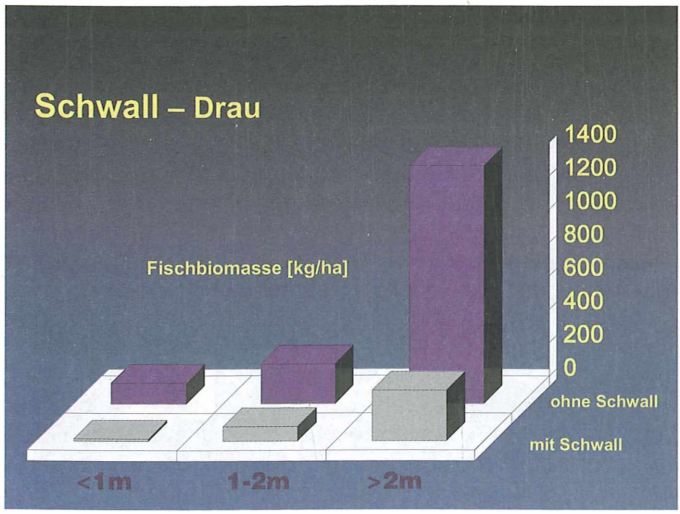

Abb. 8: Schwallbedingte Reduktion des Fischbestandes, dargestellt für drei verschiedene Tiefenkategorien der Drau, im Vergleich zur vom Schwall unbeeinflussten Strecke flussauf (vgl. Text und Abb. 7).

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

Problemkreis Stauraumspülung

Ablagerungen von Geschiebe und Feinsedimenten sind sowohl in Speichern als auch in Laufstauen ein grundsätzliches Problem. Die Sedimentation reduziert das nutzbare Speichervolumen, Verlandungen stellen zudem häufig eine Gefährdung hinsichtlich der Betriebssicherheit von Stauräumen/ Speichern und Kraftwerken dar. Entlandungsmaßnahmen lassen sich vielfach nur durch Spülungen bewerkstelligen, die durch Absenkung des Stauspiegels erhöhte Schleppkraft und damit Remobilisierung und Abtrag der Sedimente bewirken. Grundsätzlich sind die Remobilisierung und Verfrachtung von Schotter und Kies aus Stauräumen in die flussab gelegenen Fließstrecken aus ökologischer Sicht positiv zu bewerten, da sich dieses Material hier in den meisten Fällen zur Vermeidung von Eintiefungen als notwendig erweist. Bei Spülungen ergibt sich in der Praxis freilich häufig das Problem, dass die über lange Zeiträume akkumulierten Feststoffmengen innerhalb weniger Tage wieder abgetragen werden und auf diese Weise kurzfristig unnatürlich hohe Trübekonzentrationen, verbunden mit entsprechenden Beeinträchtigungen der ÖFFK, auftreten. Das Ausmaß der Schädigung von MZB- und Fischzönosen schwankt dabei je nach der speziellen Situation beträchtlich, bis hin zur völligen Verödung ganzer Flussabschnitte (Abb. 9). Spülungen sollten daher optimaler Weise in den meisten Fällen so angelegt werden, dass sie dem natürlichen Hochwassergeschehen angepasst, möglichst regelmäßigen Abtransport der Feststoffe gewährleisten.

Zur Beurteilung und Prognose der Auswirkungen von Stauraumspülungen ist eine Reihe verschiedener Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Grundsätzlich sind dabei (1) Betriebsweise und spezielle Verhältnisse der jeweiligen Stauhaltung, (2) der jeweilige Gewässertyp und (3) die biozönotische – bzw. Fischregion in Hinblick auf Leitfischarten, bedrohte Spezies, Laichzeiten, Jungfischhabitate etc. zu beachten. Wie bei vielen anderen Eingriffsformen an Fließgewässern gilt auch hier, dass pauschale Beurteilungen (z. B. hinsichtlich willkürlich festgesetzter Trübe – Grenzkonzentrationen) ohne detaillierte Betrachtung der individuellen Rahmenbedingungen nicht zielführend sind. Viel mehr haben Abstimmungen auf die speziellen hydrologisch/ morphologischen Verhältnisse unter Beachtung der flussab folgenden Rahmenbedingungen (Zubringer, Nebengewässersystem, Auen, Zönosen, Laichzeiten, andere Nutzungen etc.) zu erfolgen. Übergeordnetes Ziel in Hinblick auf die Erhaltung/ Wiederherstellung der ÖFFK muss es jedenfalls sein, ein langfristig nachhaltiges Spülmanagement zu entwickeln, dessen zentrales Element ein zeitlich wie auch räumlich möglichst den ursprünglichen (unbeeinflussten) Gewässern entsprechender Fest- und Schwebstoffhaushalt ist.

Problemkreis Stauräume

©Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

Neben den bereits oben unter dem Aspekt Schwellbetrieb kurz angerissenen Problemen von Speicherstauen ergeben sich auch im Zuge der Errichtung von Laufstauen bzw. Laufstauketten tiefgreifende Änderungen im Vergleich zu den zuvor bestehenden Fließstrecken. Von der sogenannten Stauwurzel gegen die Staumauer hin zunehmende Querschnittvergrößerung in einem Laufstau bewirkt, dass sich Strömungsgeschwindigkeit und Schleppkraft des Wassers markant verringern. Speziell in den großen, alpin geprägten Donauzubringern und in der Donau selbst wird die im Stauwurzelbereich noch grobes Geschiebe aufweisende Stauraumsohle flussab sukzessive von großflächigen Sandablagerungen und schließlich Feinsedimenten abgelöst (vgl. Abb. 9 rechts). Diese überdecken einerseits die ursprünglichen Flussbettstrukturen, wodurch an Strukturen/ Habitaten arme Stauraumausformungen bzw. sehr monotone Gewässerlebensräume entstehen, andererseits versiegeln die Feinsedimente vielfach den Stauraum vertikal gegen das Grundwasser (Kolmation).

Abb. 9: Bolgenach – Stauraumspülung (Bilder links) und abgesenkter Donaustauraum.

Aus Platzgründen kann hier nicht näher auf die zahlreichen anderen abiotischen und biotischen Änderungen im Rahmen der Umwandlung von Fließstrecken zu Laufstauen eingegangen werden. Vor dem Hintergrund der unter Punkt 2 aufgezeigten Vierdimensionalität von Fließgewässern stechen freilich in Laufstauräumen die Unterbrechungen der longitudinalen, lateralen und vertikalen Austauschprozesse besonders markant ins Auge (ad laterale

Konnektivität und longitudinales Fließgewässerkontinuum siehe weiter unten). Die tiefgreifenden Änderungen hinsichtlich der zeitlichen Dimension werden besonders anhand der stark reduzierten/ völlig unterbundenen lateralen Konnektivität Staue/ Auen durch die Begleitdämme (vgl. weiter unten) deutlich. Ein anderes Beispiel ist die während lang anhaltender Niedrigwasserzeiten stattfindende Akkumulation von Feinsedimenten und deren abrupte Remobilisierung und Abdrift während Hochwässern (vgl. Stauraumspülung weiter oben).

Die dramatischen Änderungen hinsichtlich der Fließgeschwindigkeits- und Sohlsubstratsverhältnisse sowie der Habitatausstattung in den Stauräumen werden unter anderen anhand der Fischfauna deutlich sichtbar. Das Fischartenspektrum der Donau beispielsweise dominierten ursprünglich rheophile Vertreter (Nase, Barbe, Huchen etc.), die hinsichtlich ihrer Reproduktion auf Kies und Schotterflächen des Hauptflusses, permanent durchflossene Nebenarme oder Zubringer angewiesen waren. In Stauräumen finden genannte Arten nur noch in den flächenmäßig stark eingeschränkten Stauwurzelbereichen vereinzelt Reproduktionsareale bzw. geeignete Laich-, Brut- und Jungfischhabitate.

Verbesserungsmaßnahmen für diese rheophilen Gilden und Arten sind speziell in geschlossenen Stauraumketten nur beschränkt möglich. Seitens der österreichischen Wasserstraßendirektion in den letzten Jahren getätigte Restaurierungsmaßnahmen in mehreren Stauwurzelbereichen der österreichischen Donau belegen freilich, dass durchaus auch bei geschlossenen Kraftwerksketten mit grundsätzlichen Änderungen des ursprünglichen Flusstyps („heavily modified" im Sinne der EU-WRRL) Verbesserungsmaßnahmen in Richtung eines „guten ökologischen Potentials" möglich sind (vgl. Abb. 10).

Problemkreis laterale Konnektivität Hauptfluss/ Umland

Kraftwerke mit Wehranlagen und begleitenden Rückstaudämmen haben speziell bei Flüssen mit vergleichsweise geringem Gefälle enorme Konsequenzen in Bezug auf die ursprüngliche Flusslandschaft. Neben der Flussmorphologie (vgl. oben) wird dabei meist die gesamte Flusslandschaft hinsichtlich ihrer natürlichen Funktionen, Prozesse und Strukturen grundlegend verändert. So liegen beispielsweise an der österreichischen Donau durch die Abdämmung des Stromes von seinen ursprünglichen Inundationsflächen und Augewässern heute statt des ehemals eng verflochtenen Fluss-/ Auensystems mit hoher lateraler Konnektivität nunmehr weitgehend isolierte Teillebensräume vor (Abb. 11). Die unterbundene Abflussdynamik bewirkt, dass die nunmehr abgetrennten ehemaligen Flussarme als „Altwässer" vergleichsweise rasch verlanden. Da diesem Prozess keine eigendynamische Neubildung von Gewässern gegenüber steht, resultiert daraus mittelfristig das völlige Verschwinden der verschiedenen Nebengewässer. Als Folge der Unterbindung dynamischer Prozesse (Erosion, Akkumulation, Umbildung und Überformung der Gewässer) entfallen auch die ursprünglich sehr typischen Pionierstandorte und Sukzessionsflächen (z. B. Schotterbänke, In-

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, download www.zobodat.at

seln). Zugleich fehlen den verschiedenen Vegetationseinheiten der Au Nährstoffeintrag bzw. Düngung durch flächige jährliche Überstauung.

Die Entkoppelung der Niveaus von Fluss und Aue erfolgt neben der Sohleintiefung dadurch, dass bei Hochwässern zwar teilweise noch Überflutungen der Auen, entsprechende Sedimentationsprozesse und damit Hebungen des Auenniveaus stattfinden, Abtrag durch Erosionsprozesse (vor allem Seitenerosion) jedoch zufolge unterbundener Dynamik (stabiles Regulierungskorsett des Hauptflusses) unterbleibt.

Eine typische Folge der Kraftwerke und Rückstaudämme ist auch die drastische Reduktion der ursprünglichen Grundwasseramplituden luftseits der Dämme. Dies hat einerseits entsprechende Auswirkungen auf Grundwasserqualität, Bodenverhältnisse und Auenvegetation, andererseits wird dadurch auch die Zahl und Vielfalt der Augewässertypen reduziert.

Nicht zuletzt ergeben sich auch bezüglich der ursprünglichen Zubringer bzw. deren Mündungsbereiche charakteristische Änderungen. Als Beispiel seien der Kamp- und der Traisenfluss in Niederösterreich angeführt, deren Mündungen im Zuge des Kraftwerksbaues in Altenwörth flussab in das Unterwasser verlegt wurden, wobei die neuen Gerinnen trotz Verlaufs in der Au völlig stabilisiert, monoton und abgetreppt sind.

Entsprechende Wiederherstellung der lateralen Konnektivität Fluss/ Umland bedarf völlig neuer Herangehensweisen. Aufbauend auf die im Rahmen des sogenannten Gießgangsystems Greifenstein erzielten Ergebnisse und Erfahrungen (Kummer & Waidbacher 1998) sind heute insbesondere Konzepte anzustreben, die auf Basis einer interdisziplinären Leitbildentwicklung (u. a. erstellt anhand historischer Rekonstruktionen natürlicher Fluss-systeme in Beckenlandschaften; vgl. z. B. Hohensinner et al. 2003) dynamisches hydromorphologisches Prozessgeschehen als mittel- bis langfristiges Entwicklungsziel anstreben. Erste Projekte und Realisierungsschritte dieser Form liegen beispielsweise im Rahmen des EU – LIFE Projektes Auenverbund Obere Drau vor. Im Rahmen des Nationalparks Donauauen östlich von Wien sind ebenfalls klare Entwicklungen in diese Richtung im Gange. Hier sind für die nahe Zukunft auch weitergehende, umfassendere Revitalisierungsprojekte vorgesehen (vgl. Restaurationsbeispiele in Jungwirth et al. 2003).

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

Abb. 10: Altersaufbau der Nasenpopulation (Längenfrequenzdiagramm) in einem monotonen Donau – Stauwurzelabschnitt ohne Seichtwasserhabitate (links) und auf künstlich geschütteten/ gestalteten Schotterinseln in der Stauwurzel Aschach (rechts, nahezu klassische natürliche Populations-struktur; nach Zauner 2001).

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

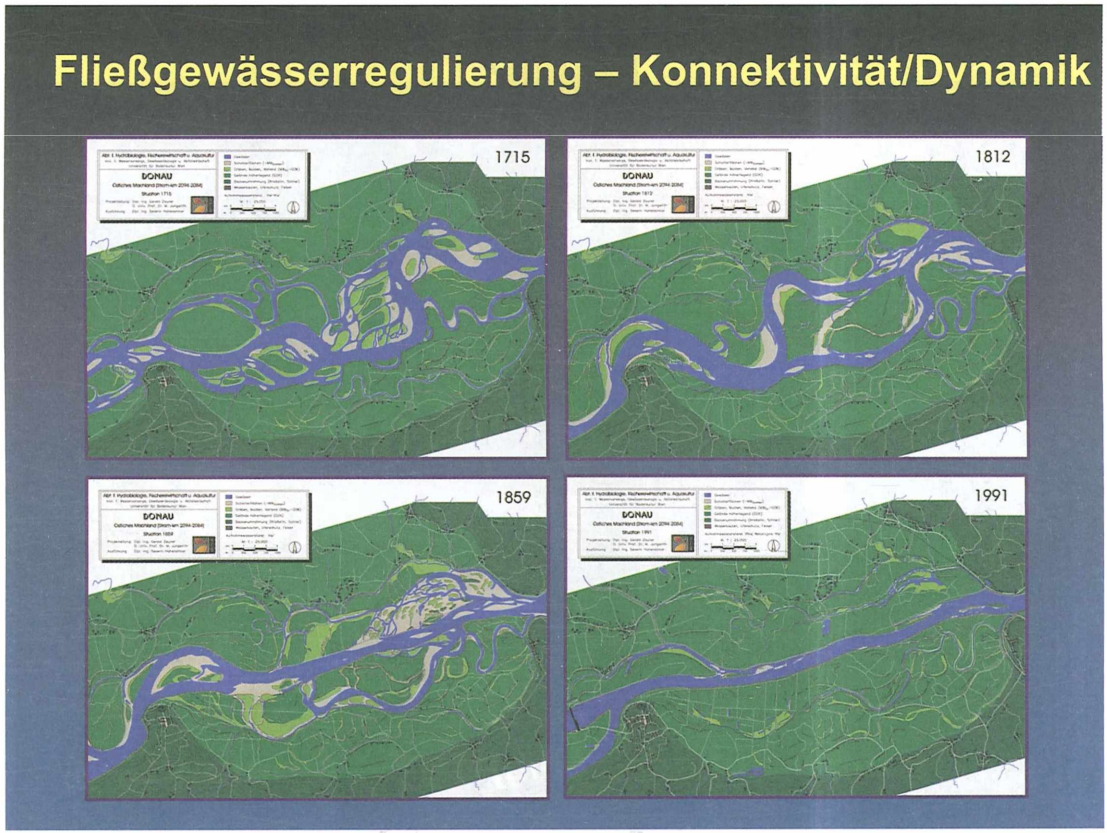

Abb. 11: Die Entwicklung der Donaulandschaft im Machland zwischen 1715 und 1991 (nach Hohensinner et al., 2003).

©Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz; download www.zobodat.at

Problemkreis Längskontinuum/ longitudinale Migrationen

Neben longitudinalen Austausch- und Transportprozessen (z. B. hinsichtlich Nähstoffe, organisches Material, Geschiebe und Schwebstoffe etc.) stellen Wehranlagen im Hauptfluss und/ oder in Zubringern häufig unüberwindliche Migrationbarrieren für Fische dar. Die verschiedenen heimischen Fischarten und deren Entwicklungsstadien zeigen sehr unterschiedliches Migrationverhalten. Die zum Teil sehr speziellen Ansprüche an die freie Bewanderbarkeit des Längskontinuums flussauf und -abwärts sowie hinsichtlich der Zubringer und Überschwemmungsflächen kommen dabei auch in der Klassifizierung der Ichthyofauna in verschiedenen Migrationgilden zum Ausdruck (vgl. Jungwirth et al. 2003).

Von den vielen Eingriffsformen von Wasserkraftwerken sind jene der Wehranlagen in Bezug auf Fischwanderungen vergleichsweise einfach durch entsprechende Bauwerke zumindest teilweise kompensierbar. Selbst wenn die flussaufwärts gerichteten Wanderungen durch entsprechende Fischaufstiegshilfen (FAH) ausreichend gewährleistet werden, bleiben freilich vielfach noch zahlreiche Fragen bezüglich der flussabwärts gerichteten Wanderungen/ passiven Drift offen.

Abb. 12: Verschiedene Typen/Ausformungen von Fischaufstiegshilfen. Bevorzugt werden heute naturnahe Umgehungsgerinne (oben links und unten rechts).

©Akademie d. Wissenschaften Wien; download unter www.biologiezentrum.at

Bezüglich der im jeweiligen Einzelfall einer Migrationbarriere bestehenden Anforderungen und Zielsetzungen zum Thema FAHs steht bereits eine Fülle von Literatur bzw. Planungs- und Konstruktionsunterlagen zur Verfügung. Grundsätzlich wird heute bei der Konzeption einer FAH vom ursprünglichen bzw. potentiellen Fischbestand ausgegangen und die jeweils schwimmschwächste Art als „schwächstes Glied der Kette" für die ökologische Beurteilung herangezogen. Es besteht ein breites Spektrum einschlägiger Arbeiten (Gebler 1991, DVWK 1996, Larinie et al. 1996, Jungwirth et al. 1998) zur Konzeption und Planung sowie praktischen Umsetzung von FAHs. Für österreichische Gewässer und deren Biozönosen sind nach derzeitigem Stand der Technik in der überwiegenden Anzahl der Fälle vor allem naturnahe gestaltete Umgehungsgerinne die bevorzugte Lösung (vgl. Abb. 12), wie sie z. B. auch im Rahmen des EU – Life Projektes Huchen (vgl. Restaurationsbeispiele in Jungwirth et al. 2003) an den meisten der bestehenden Zäsuren im Melk-, Mank- und Pielachfluss (Niederösterreich) realisiert wurden.

6. Ausblick

Neben Abwasserbelastungen und dem Hochwasserschutz dienenden Regulierungen zählen Wasserkraftwerke mit ihren vielfältigen Nutzungsformen zu den tiefgreifendsten und nachhaltigsten Eingriffen in Fließgewässersysteme. Im Zuge des stark gewandelten Umweltbewusstseins ergeben sich heute im Zuge der Errichtung, der Instandhaltung und des Betriebes von Kraftwerken freilich neue gesellschaftspolitische Zielsetzungen. Nicht zuletzt vor dem Hintergrund der EU – WRRL geht es darum, zukünftig nachhaltig funktionsfähige Fließgewässersysteme zu erhalten bzw. bei bestehenden Degradationen entsprechende Restaurationen vorzunehmen. Dabei kann es nicht Ziel sein, großflächig Wildflusslandschaften wieder herzustellen; vielmehr sollte großflächig Erhaltung/ Wiederherstellung funktionierender Kulturlandschaftsflüsse angestrebt werden. Nachhaltigkeit heißt in diesem Kontext zugleich, dass es in Zukunft um verträgliche Vielfach- anstatt einseitige Nutzung gehen muss. Dies setzt wiederum voraus, dass im zukünftigen Umgang mit Fließgewässern nicht mehr Einzelprojekte im Vordergrund stehen, sondern in gesamtheitlicher Betrachtung ein integratives Flussgebietmanagement. Da es sich dabei um eine sehr komplexe Aufgabe handelt, ist neben interdisziplinärer Bearbeitung Transdisziplinarität erforderlich, indem neben den einschlägigen/ zuständigen Behörden, NGOs etc. „partizipativ" vor allen auch die vor Ort ansässige Bevölkerung in die Entwicklung „ihrer" Fluss- und Tallandschaften mit einbezogen wird.

7. Literatur

Adamicka, P., G. Bretschko, E. Danecker, J. Hinteregger, G. Imhof, M. Jungwirth, M:Leichtfried, O. Moog, C. Moritz, G. Müller, R. Pechlaner, E. Pipp, E. Polzer & N. Schulz, 1992. Zur Gewährleistung, Beeinträchtigung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern. Österreichs Fischerei 45: 120-121.

Amoros, C. & A.L. Roux, 1988. Interaction between water bodies within the flood plains of large rivers: function and development of connectivity. In K. F. Schreiber (ed), Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd International Seminar of the "International Association

for Landscape Ecology" Münster 1987, Münstersche Geographische Arbeiten 29, Schöningh, Paderborn: 125-130.
Benke, A.C., 1990. A perspective on America's vanishing streams. Journal of the North American Benthological Society 9: 77-88.
Bovee, K.D., 1982. A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper No.12, Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service ,U.S. Department of the Interior, Washington DC, 248pp.
DVWK, 1996. Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft. Merkblätter, Heft 232, 110pp.
Dynesius M. & C. Nilsson,1994. Fragmentation and flow regulation of the river systems in the northern third of the world. Science 266: 753-762.
Gebler, R.J.,1991. Sohlrampen und Fischaufstiege. Eigenverlag, Walzbachtal, 145pp.
Hohensinner, S., H. Habersack, M. Jungwirth & G. Zauner, 2003 in print. Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydro-morphological changes following human modifications: the Danube River (1812-1991). River Research and Applications, John Wiley & Sons, Chichester.
Jungwirth, M., S. Schmutz, S. Weiss S. (eds), 1998. Fish Migration and Fish Bypasses. Fishing News Books (div. of Blackwell Science Ldt,), University Press, Cambridge, 438pp.
Jungwirth, M., G. Haidvogl, O. Moog, S. Muhar, S. Schmutz, 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. UTB, Facultas Verlag, Wien.
Junk, W.J., P.B. Bayley & Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Dodge, D.P. (ed), Proceedings of the International River Symposium. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 106:110-127
Kummer, H., H. Waidbacher, 1998. Forschungsprojekt 10 Jahre Gießgang Greifenstein - Modul Fische. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur, Wien.
Larinier, M., J.P. Porcher, F. Travade & C. Gosset, 1996. Passes a poissons. Expertise, conception des ouvrages de franchissement. Conseil superieur de la peche, Paris, 336pp.
Mader, H., 1992. Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche. Wiener Mitteilungen – Wasser, Abwasser, Gewässer 106, Universität für Bodenkultur, Wien, 375pp.
Muhar, S., A. Muhar, S. Schmutz, R. Wimmer, H. Wiesbauer, B. Hozang, M. Jungwirth, G. Imhof & P. Tschemernig, 1993. Ausweisung naturnaher Fließgewässerabschnitte in Österreich. Blaue Reihe des Bundesministeriums f. Umwelt, Jugend und Familie, Wien, Bd. 1, 175 pp.
Naiman, R.J. & H. Decamps (eds), 1990. The ecology and management of aquatic – terrestrial ecotones. Man and the biosphere series 4, Unesco Verlag [u.a.], Paris, 316pp.
Petts, G.E. 1995. Linking Hydrology and Ecology: The scientific basis for river management. In Harper, D.M. and A.J.D. Ferguson (eds), The Ecological Basis for River Management. J. Wiley and Sons, Chichester: 1-16.
Raven, P.J., P. Fox, M. Everard, N.T.H. Holmes & F.H. Dawson, 1997 River habitat survey: A new system for classifying rivers according to their habitat quality. In P.J. Boon & D.J. Howell (eds), Freshwater Quality - Defining the Indefinable?, Scottish Natura Heritage. The Stationery Office, Edinbourgh: 215-234.
Schiemer, F., 1995. Struktur und Dynamik als Voraussetzung für eine gesunde Au. Perspektiven 6/7: 30 - 41.
Tockner, K., J.V. Ward, J. Kollmann, P.J. Edwards 2002. Riverine Landscapes. Freshwater Biology, (Special Issue), Viol. 47, 4, 907p.
Vannote R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing,1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137
Ward, J.V. & J.A. Stanford, 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Fontaine, T.D. & S.M. Bartell (eds), Dynamics of Lotic Ecosystems. Ann. Arbor. Science. 29-42.
Ward J.V. & J.A. Stanford, 1995. The serial discontinuity concept. Extending the model to floodplain rivers. Regulated Rivers: Research and Management 10: 159-168.
Zauner, G., P Pinka & O. Moog, 2001. Pilotstudie Oberes Donautal – Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerkes Aschach. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, 132p.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Natur in Tirol - Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: 12

Autor(en)/Author(s): Jungwirth Mathias

Artikel/Article: Wasserkraftnutzung und ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern 11-31