LANDESFISCHEREIVERBAND BAYERN E.V.

Union der Angel- und Berufsfischer

Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes „Litzauer Schleife“

Dipl. Ing. Johannes Schnell

Januar 2005

Projekt im Rahmen einer Diplomarbeit an der Humboldt Universität zu Berlin und der TU-München AG Fischbiologie

Arten- und Gewässerschutzprojekt des LFV Bayern gefördert aus Mitteln der Fischereiabgabe

Landesfischereiverband Bayern e.V., Referat für Arten- und Gewässerschutz,
Pechdellerstraße 16, 81545 München, Tel.: (089) 642 72 6-0, Fax: (089) 642 72 666,
E-Mail: poststelle@lfvbayern.de, Internet: www.lfvbayern.de

1. EINLEITUNG 4

2. LITERATURZUSAMMENSTELLUNG ZUR DOKUMENTATION VON AUSWIRKUNGEN DES SCHWELLBETRIEBS AUF GEWÄSSER 5

2.1 AUSWIRKUNGEN DES SCHWELLBETRIEBS AUF FISCHE 5
2.2 AUSWIRKUNGEN DES SCHWELLBETRIEBS AUF MAKROZOOBENTHOS 6

3. UNTERSUCHUNGSGEBIET 7

3.1 LAGE UND STRUKTUR 7
3.2 HYDROLOGIE 9
3.3 TECHNISCHE UND RECHTLICHE VORAUSSETZUNGEN FÜR DIE DURCHFÜHRUNG DES SCHWELLBETRIEBS IM UNTERSUCHUNGSGEBIET 10
3.4 LEITFISCHART ÄSCHE, (THYMALLUS THYMALLUS) 11

4. MATERIAL UND METHODEN 13

4.1 BILDLICHE DOKUMENTATION VON FLÄCHENVERLUSTEN 13
4.2 AUSWERTUNG VON ABFLUSS- UND STROMBÖRSENDATEN 13
4.3 UFERVERMESSUNGEN 13
4.4 FLIEßGESCHWINDIGKEIT UND FLIEßBREITE 13
4.5 UNTERSUCHUNGEN ZUM FISCHBESTAND 14
4.6 UNTERSUCHUNGEN ZUM MAKROZOOBENTHOS 15

5. ERGEBNISSE 16

5.1 BILDDOKUMENTATION 16
5.2 QUALITATIVE UND QUANTITATIVE AUSWERTUNG VON ABFLUSS- UND STROMBÖRSENDATEN 21
5.2.1 CHARAKTERISTISCHE ABFLUSSSTEUERUNGEN 21
5.2.2 ÖKONOMISCHE GRUNDLAGEN DER ABFLUSSSTEUERUNG 24
5.3 VERÄNDERUNG VON HABITATEIGENSCHAFTEN DURCH SCHWELLBETRIEB 25
5.3.1 SCHWELLBETRIEBSBEDINGTE STRÖMUNGS- UND FLIEßBREITENVERÄNDERUNGEN **25**
5.3.2 VERLUST PRODUKTIVER FLÄCHEN 27
5.4 MAKROZOOBENTHOS 27
5.5 FISCHBESTAND 28
5.5.1 LEITFISCHART ÄSCHE, *THYMALLUS THYMALLUS* 30
5.5.2 WEITERE FISCHARTEN 32
5.5.3 POTENTIELLE FISCHARTEN 33
5.6 SPEZIELLE BETRACHTUNG VON BRUT- UND JUNGFISCHSTANDORTEN 34
5.6.1 HABITATVERTEILUNG DER ÄSCHENBRUT UNTER SCHWELLBETRIEBSEINFLUSS 34
5.6.2 HABITATVERTEILUNG JUVENILER ÄSCHEN 38
5.6.3 HABITATVERLUSTE FÜR CYPRINIDENBRUT 38

6. DISKUSSION 40

6.1 SICHTBARE AUSWIRKUNGEN 40
6.2 WECHSELSEITIGER BEZUG ZWISCHEN ABFLUSSSTEUERUNG UND ÖKONOMISCHEN RAHMENBEDINGUNGEN DER STROMERZEUGUNG 41
6.3 HABITATVERÄNDERUNG DURCH SCHWELLBETRIEB 42
6.4 EINFLUSS DES SCHWELLBETRIEBS AUF FISCHNÄHRTIERE (MAKROZOOBENTHOS) 43
6.5 EINFLUSS DES SCHWELLBETRIEBS AUF DEN FISCHBESTAND 45
6.6 EINFLUSS DES SCHWELLBETRIEBS AUF BRUT- UND JUNGFISCHHABITATE 48
6.7 DIE LEGIMITATION DES SCHWELLBETRIEBS UNTER AKTUELLEN UMWELT- UND GESELLSCHAFTSPOLITISCHEN ASPEKTEN 49

7. ZUSAMMENFASSUNG 51

8 ANHANG 52

8.1 ÜBERSICHT ÜBER LATEINISCHE NAMEN DER FISCHARTEN 52
8.2 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS 52
8.2 LITERATURVERZEICHNIS 53

1. Einleitung

An weiten Abschnitten des Lechs ist heute infolge der intensiven Wasserkraftnutzung nur noch eine Aneinanderreihung von Staubereichen erkennbar. Daher kommt vor allem den verbliebenen Fließstrecken, die weitgehend unbeeinflusst von Stauwurzelbereichen sind, besondere Bedeutung zu, da sie dem ursprünglichen Charakter des Lechs noch am nächsten kommen. Einer dieser Bereiche ist das Naturschutzgebiet „Lechabschnitt Hirschauer Steinhalde – Litzauer Schleife“. In seiner Einstufung zum FFH-Gebiet wird es als letzte unregulierte Fließstrecke am Lech mit Auwäldern und Kiesbänken angegeben (BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2001). Im Vergleich zu den Stauhaltungen mit stark veränderten, überwiegend stagnophilen Fischartengemeinschaften, beherbergt die Litzauer Schleife noch Vertreter der ehemals typischen Flussfische. Dazu zählen unter anderem die FFH-Leitarten und Rote-Liste-Arten Huchen und Mühlkoppe sowie die Rote-Liste-Arten Äsche und Bachforelle (BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2001, ROTE LISTE 2002), die früher im Lech weit verbreitet waren.

Ab 1950 wurden am Lech Kraftwerksneubauten überwiegend zur Absicherung einer Spitzenbedarfsdeckung bei der Stromeinspeisung konzipiert (BAWAG 1988). Für eine dazu erforderliche, rasch verfügbare Stromproduktion war die Betriebsform des Schwellbetriebs unter energiewirtschaftlichen Aspekten besonders geeignet. Dieser wird bis heute an weiten Teilen des Lechs und in besonderem Maße im Bereich der Litzauer Schleife praktiziert.

Als Schwellbetrieb bezeichnet man anthropogen bedingte, tagesrhythmische Schwankungen der Abflüsse unterhalb von Wasserkraftwerken, welche Strom für Spitzenbedarfsdeckung produzieren. Dabei wird eine geringere Strommenge produziert, als mit konventionellem Laufbetrieb möglich wäre (BUWAL 2003). Beim Schwellbetrieb wechseln ein künstlich erhöhter Abfluss, der so genannte Schwall, und eine künstliche Niedrigwasserphase, der so genannte Sunk, einander bisweilen mehrmals täglich und unnatürlich rasch ab.

Der Schwallabfluss (Q_{max}) übersteigt den Abfluss der Sunk-Phase (Q_{min}), aber auch den normalerweise natürlichen Abfluss meist um ein Vielfaches. Im Untersuchungsgebiet wechseln die Abflüsse regelmäßig und bisweilen zweimal täglich zwischen dem maximalen Schwallabfluss von 160 m³/s und einem vorgeschriebenen Mindestabfluss von 20 m³/s im Sommerhalbjahr bzw. 10 m³/s im Winterhalbjahr. Dadurch werden enorme Abflussschwankungen generiert, die in keiner Weise einem natürlichen oder naturähnlichen Abflussgeschehen entsprechen.

Durch die teilweise beträchtlichen, oft mehrmals täglichen Schwankungen infolge des Schwellbetriebs fallen in der Fließstrecke erhebliche Gewässerbereiche regelmäßig trocken. Davon sind vorwiegend die Uferregionen betroffen. Diese Flächen besitzen normalerweise ökologisch sehr wichtige Funktionen, wie etwa als Laichplätze oder Aufwuchshabitate für Jungfische. Durch die starken Veränderungen des Wasserstands aufgrund des Schwellbetriebs werden diese funktionalen Aufgaben regelmäßig außer Kraft gesetzt. Die Folge ist eine Reduzierung des natürlichen Lebensraumes. In den meisten Fließbereichen kommt es durch die künstlichen Abflusserhöhungen oder -Absenkungen auch zu einer gravierenden Änderung der Fließgeschwindigkeiten. Da aquatische Organismen bezüglich ihrer physiologischen Ansprüche auf bestimmte Strömungshabitate angewiesen sind, legt dies die Annahme einer zusätzlichen und weiträumigen Reduzierung des Habitatangebots innerhalb des Wasserkörpers nahe.

All diese, durch Schwellbetrieb hervorgerufenen Veränderungen innerhalb des Gewässers lassen nachhaltige negative Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem vermuten. Im Hinblick auf umweltpolitische Forderungen zur Verbesserung der ökologischen Qualität von Gewässern, wie sie sich z.B. aus der EU Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ergeben, sollen die Auswirkungen des Schwellbetriebs auf eine Fließstrecke anhand des Untersuchungsgebietes „Litzauer Schleife“ herausgearbeitet und hinsichtlich einer gewässerökologischen Beeinträchtigung diskutiert werden. Gleichzeitig soll diese Arbeit als Basis für weiterführende Untersuchungen dienen.

2. Literaturzusammenstellung zur Dokumentation von Auswirkungen des Schwellbetriebs auf Gewässer

Der Einfluss des Schwellbetriebs auf die Gewässerökologie wird bereits seit den 70er Jahren diskutiert. Frühe Veröffentlichungen hierzu konzentrieren sich vorwiegend auf den angloamerikanischen Raum (z.B. FISHER & LAVOY 1972, HAMILTON & BUELL 1976, etc.). Neuere Veröffentlichungen stammen ebenfalls aus den USA (z.B. GORE et al. 1994) und Skandinavien (z.B. SALTVEIT et al. 2001, HALLERAKER et al. 2002). In Europa konzentrieren sich die Untersuchungen vorwiegend auf den alpinen Raum, besonders Österreich (z.B. MOOG 1992, JUNGWIRTH 1987) und die Schweiz (z.B. LIMNEX 2001). In Deutschland gibt es bisher nur relativ wenig Veröffentlichungen, die eine Problematik des Schwellbetriebs behandeln (z.B. SIEMENS & SEIFERT 1992).

Schwellbetrieb stellt einen starken Eingriff in die natürliche Abflussdynamik eines Gewässers dar. Der Abfluss und seine zeitlichen Veränderungen zählen jedoch zu den hauptsächlichen Einflussfaktoren, welche die biotischen und abiotischen Vorgänge in Fließgewässern steuern und somit über die ökologische Qualität bzw. Funktionsfähigkeit maßgeblich bestimmen. Tägliche Schwankungen dieses Ausmaßes kommen in einem Fließgewässer normalerweise von Natur aus nicht vor und verursachen eine für die Organismen unvorhersehbare Störung (POFF et al. 1997). Bedingt durch die Abflussschwankungen fallen weite Gewässerbereiche regelmäßig gezeitenähnlich trocken.

2.1 Auswirkungen des Schwellbetriebs auf Fische

Fische sind auf den Lebensraum Wasser strikt angewiesen und somit nahezu allen Veränderungen innerhalb des Wasserkörpers permanent ausgesetzt. Durch den Schwellbetrieb finden primäre Veränderungen hinsichtlich der Gewässerbreite, der Wassertiefe, des Wasservolumens sowie der Fließgeschwindigkeit statt. Dadurch fallen weite, ökologisch bedeutsame Flächen regelmäßig trocken. Dazu zählen ebenso Laichhabitate wie bevorzugte Brut- und Jungfischstandorte im flachen Litoralbereich (BUWAL 2003). Bei einem raschen Wasserrückgang besteht vor allem für Brut und Jungfische die Gefahr zu stranden oder in einem Resttümpel ohne oberirdischen Gewässeranschluss eingeschlossen zu werden (JUNGWIRTH et al. 2003). SALTVEIT et al. (2001) fanden heraus, dass erst ab einer Wasserrückgangsrate von nicht mehr als 0,2 cm/min ein Stranden von Jungfischen größtenteils verhindert werden konnte. Bedingt durch wesentlich schnellere Rückgangsgeschwindigkeiten als Folge des Schwellbetriebs bleiben die Organismen jedoch häufig am Ufer zurück. Mit Beginn der Sunkphase konnte oft eine Zunahme von fisch- und aasfressenden Tieren (Krähen, Reiher, Füchse, etc.) beobachtet werden (SIEMENS 1994). All diese Aspekte führen zu einer Verschlechterung der Lebensbedingungen für Fische und können eine gesteigerte Mortalität verursachen. Dies wiederum kann sich in einer Veränderung der Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft äußern. Von BAIN et al. (1988) wurde eine Veränderung des Fischbestands infolge von Habitatverlusten durch Schwellbetrieb nachgewiesen. Dabei konnte beobachtet werden, dass kleinere Fische im Vergleich zu einer schwallunbeeinflussten Referenzstrecke zahlenmäßig stark unterrepräsentiert waren und die gesamte Individuenzahl weitaus niedriger lag. JUNGWIRTH et al (1992) ermittelten anhand des Vergleichs verschiedener, von Schwellbetrieb beeinflusster Gewässerstrecken des Rhithrals einen starken Zusammenhang zwischen dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis und der vorhandenen Gesamtfischbiomasse. Dabei konnte mit einer Zunahme des maximalen Schwall/Sunk-Verhältnisses eine eklatante Abnahme der Fischbiomasse beobachtet werden.

2.2 Auswirkungen des Schwellbetriebs auf Makrozoobenthos

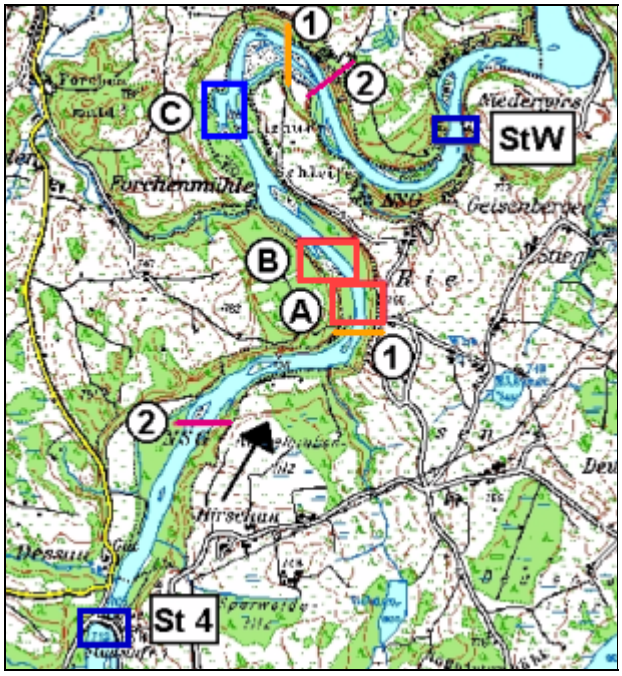
Eine Beeinträchtigung des Makrozoobenthos durch Schwellbetriebsaktivitäten wird in der Literatur häufig beschrieben. Durch die starke Strömungszunahme bei Q_{max} werden die Kleinlebewesen häufig schlagartig in großen Mengen von ihrem augenblicklichen Standort fortgespült und es setzt innerhalb des Gewässers eine so genannte künstliche Katastrophendrift ein (BUWAL 2003). Dabei spielt die Höhe des Schwall/Sunk-Verhältnisses eine entscheidende Rolle. Im Alpenrhein war bei Schwall/Sunk-Verhältnissen im Bereich von 2,5-4:1 eine Auslösung einer Katastrophendrift feststellbar (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN 2001). MOOG et al. (1998) stellten für eine im Rhithral gelegene Schwallstrecke der Falschauer Ache fest, dass bei Schwall/Sunk-Verhältnissen über 3-4:1 der mittleren maximalen und minimalen Abflüsse im Monat die Makrozoobenthos-Biomasse deutlich bis stark reduziert wurde. Durch die starken Breitenschwankungen in den Wasserwechselzonen sind diese aufgrund der extrem unterschiedlichen Habitateigenschaften bei Q_{max} und Q_{min} nur für äußerst wenige Makroinvertebraten nutzbar und stellen somit Verödungszonen dar (FISHER & LA VOY 1972, MORITZ ET AL. 1999, ARGE LIMNOLOGIE 2001). Bedingt durch die teilweise enormen Strömungszunahmen im Sohlbereich aufgrund des Schwellbetriebs kann jedoch auch in zunehmender Richtung zur Tiefenrinne des Gewässers eine Abnahme der Makrozoobenthos-Biomasse erfolgen. Am Alpenrhein konnten im Bereich der Tiefenrinne nur noch verschwindend geringe Abundanzen bei den Makroinvertebraten festgestellt werden (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN 2001).

Ebenso konnten MOOG & CHOVANEC (1998) einen Zusammenhang zwischen dem Rückgang des Makrozoobenthos und einer schwellbetriebsbedingten Abnahme des Algenbewuchses in Richtung Strommitte belegen.

3. Untersuchungsgebiet

3.1 Lage und Struktur

Als Hauptuntersuchungsgebiet für die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwellbetriebs wurde das Naturschutzgebiet „Litzauer Schleife“ gewählt (**Abb. 1**). Dabei handelt es sich um eine ca. 6 km lange freie Fließstrecke, die von der Stauwurzel der unterhalb anschließenden Stauhaltung der Stufe 6 (Kraftwerk Dornau) weitgehend unbeeinflusst ist.



1 und 2 = obere und untere Grenzen der Befischungen vom 10.07. (1) und 07.11. (2)

A,B und C = Standorte zur Jungfischuntersuchung

St 4 = Stufe 4 StW = Stauwurzelbereich der Stufe 6 → = Fließrichtung

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes Litzauer Schleife mit Untersuchungs-bereichen

Die Abflüsse werden geschwallt über die oberhalb gelegene Stufe 4 (Kraftwerk Dessau) abgegeben. Der Erhalt des freien Fließcharakters ist dem Umstand zu verdanken, dass die geplante Stufe 5 im Untersuchungsgebiet aus naturschutzfachlichen Gründen nicht gebaut wurde. Der Litzauer Schleife kommt verglichen mit anderen Fließstrecken am Lech somit eine Sonderrolle zu, da sie eine freie Fließstrecke innerhalb einer Stauhaltungskette darstellt. Unweit der Ortschaft Riesen bildet der Lech eine charakteristische Schleife aus, die den Namen des Naturschutzgebietes prägte. Morphologisch ist die Litzauer Schleife dem Hyporhithral (=Äschenregion) zuzuordnen. Der Untergrund des Flussbetts besteht weitgehend aus tertiärem Flinz, der meist noch von mächtigen Kiesauflagen überdeckt wird. Infolge des stauhaltungsbedingten Rückhalts von natürlichem Geschiebe ist im Unterwasser der Stufe 4 jedoch bereits eine Eintiefungstendenz erkennbar, die sich durch die Freilegung der tertiären Strukturen bemerkbar macht. Im weiteren Verlauf finden sich größere Felsbrocken und Querrippen im Flussbett, die teilweise über kürzere Strecken einen natürlichen Rückstau verursachen.

Der Lech ist auf dieser Strecke mit Ausnahme des Kraftwerksbereiches weitgehend unverbaut. Zum überwiegenden Teil wird die Litzauer Schleife von hohen Steilufern gesäumt, so dass naturbedingt keine sehr breiten Ausuferungsflächen vorhanden sind. Viele

Bereiche sind nur zu Fuß oder mit dem Boot erreichbar. Es herrscht eine Geschiebedynamik, die sich unter anderem auch in natürlichen Flusslaufveränderungen äußern kann. Frisch umgelagerte Kiessubstrate bieten hervorragende Voraussetzungen für kieslaichende Fischarten.

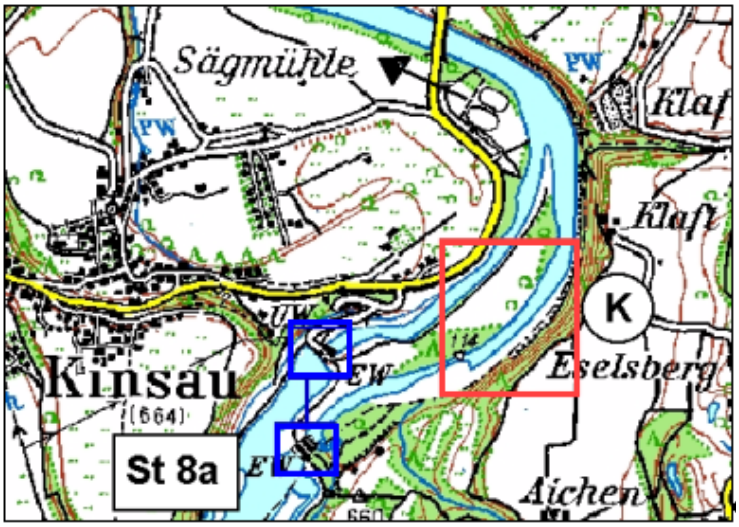
Stellenweise bilden sich Nebenarme aus; in den Ausuferungsbereichen finden sich sowohl angebundene wie auch nicht angebundene Wasserkörper. An vielen Uferbereichen sowie auf mehreren Inseln befinden sich kleinere Auwälder. An Prallufern bilden umgestürzte Bäume und Astwerk häufig Totholzstrukturen, die Unterstandsmöglichkeiten für Fische bieten. Zahlreiche flach auslaufende Sohlbereiche stehen als qualitativ hochwertige Laich- und Jungfischhabitate zur Verfügung.

Für die Untersuchung zum Aufkommen von Äschenbrut wurden an der Litzauer Schleife zwei unterschiedliche Standorte gewählt.

Abschnitt A liegt linksseitig in einem leicht gekrümmten Gleituferbereich ca. bei Fkm 137,2 und weist eine Länge von rund 200 m auf. Die Uferböschungsneigung ist relativ steil, im Litoralbereich sind kleine Ausbuchtungen und Totholzstrukturen vorhanden. Die durchschnittliche Wasserstandsschwankung zwischen $Q_{min\ 20}$ und $Q_{max\ 160}$ lag im Untersuchungszeitraum bei ca. 1,1 m. Hinsichtlich der Eignung des Substrates und seiner relativ steilen Uferneigung ist A als Äschenbrutstandort weniger gut geeignet.

Im unmittelbaren Anschluss stromab befindet sich bei ca. Fkm 137,0 Abschnitt B. Es handelt sich hierbei um eine etwa 350 m lange, flach auslaufende Kiesbank, die ebenfalls in einem Gleituferbereich liegt. Die Wasserstandsänderung belief sich während der Untersuchungen auf ca. 1,0 m. Grobstrukturen im Litoralbereich sind nur in geringem Umfang vorhanden. Strukturell ist dieser Standort als Habitat für Äschenbrut besonders gut geeignet, da eine sehr weitläufige Fläche in geringen Wassertiefen leicht überströmt wird.

Für einen Vergleich zum Aufkommen von Äschenbrut wurden parallel zur Litzauer Schleife Untersuchungen am Alten Lech unterhalb der Stufe 8 a (Kraftwerk Kinsau) gemacht (Abb. 2).



St 8a = Stufe 8a K = Standort zur Jungfischuntersuchung

→ = Fließrichtung

Abb. 2: Untersuchungsgebiet Alter Lech bei Kinsau

Dabei handelt es sich um eine mit ausreichend Restwasser dotierte Ausleitungsstrecke, in der kein Schwellbetrieb gefahren wird. Morphologisch ist der Alte Lech ebenfalls der Äschenregion zuzuordnen. Allerdings ist die Sohlstruktur im Vergleich zur Litzauer Schleife als wesentlich schlechter einzustufen. Aufgrund von starker Erosion ist die Gewässersohle stark ausgezehrt, in vielen Bereichen ist die Kiesauflage bis auf das Untergrundmaterial abgetragen. Infolgedessen existieren weitläufige Flächen aus glattem und hartem Flinz, welche vor allem für die Besiedelung mit benthisch orientierten Organismen, wie z.B. Stein- oder Eintagsfliegenlarven, ungünstig sind. Der untersuchte Abschnitt K liegt ca. bei Fkm

114,0 auf der linken Uferseite, ebenfalls an einem leicht auslaufenden Gleithang. Die Untersuchungsstrecke besitzt eine Länge von rund 200 m. Im Gegensatz zu den Untersuchungsabschnitten in der Litzauer Schleife ist der Litoralbereich teilweise mit Blocksteinschüttung befestigt, an einigen Stellen ist als Untergrundmaterial nur noch Flinz vorhanden. Von allen drei untersuchten Äschenbrutstandorten wies Abschnitt K die schlechtesten strukturellen Voraussetzungen auf.

Neben Habitaten der Äschenbrut wurde an der Litzauer Schleife auch ein Standort für Cyprinidenbrut in die Untersuchungen mit einbezogen. Dazu wurde ein permanent angeschlossenes Altwasser ca. bei Fkm 135,8 gewählt. Das Areal erhielt die Bezeichnung Abschnitt C (s. **Abb. 1**). Der Anschluss zum Hauptstrom befindet sich linksseitig an einem leichten Prallufer. Im Litoralbereich des Altwassers befinden sich ausgeprägte Röhrichtbestände, welche für Brut und Jungfische sehr gute Einstandsmöglichkeiten bieten. An den Uferrändern herrscht überwiegend Auwaldvegetation vor. Im Eingangsbereich und in der nordwestlichen Ecke finden sich größere Wassertiefen, ansonsten ist das Nebengewässer meist deutlich flacher als 1 m. Aus südlicher Richtung münden zwei kleine Rinnsale in einem dünnen Wasserfilm in das Altwasser.

In der Gewässerstrukturkarte der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wird die Litzauer Schleife in die Klasse 3, „mäßig verändert“, eingestuft. Demzufolge ist die Gewässerstruktur allenfalls durch mehrere kleinräumige Eingriffe beeinflusst (LAWA, 2001). Mit Ausnahme einer sehr kurzen Strecke unmittelbar an der deutsch/österreichischen Grenze stellt das NSG Litzauer Schleife den letzten, nur mäßig veränderten Abschnitt des Lechs auf seiner gesamten Fließlänge in Bayern dar. Alle anderen Bereiche weisen eine zumeist deutlich schlechtere Strukturgüte auf.

Für den untersuchten Abschnitt des Lechs besteht seit dem 31.07.1986 der Status als Naturschutzgebiet mit der Bezeichnung „“Lechabschnitt Hirschauer Steilhalde – Litzauer Schleife“. Gemäß der Naturschutzgebietsverordnung sind Handlungen untersagt, welche eine Beeinträchtigung für Flora und Fauna darstellen. Unter derselben Bezeichnung ist die Litzauer Schleife auch als FFH-Gebiet (Gebiets-Nr. 8231-301) ausgewiesen. Das Areal mit einer Fläche von 189 ha wird als letzte unregulierte Fließstrecke am Lech mit Auwäldern, Kiesbänken, Steilhangwäldern, Kalkflachmooren und Magerrasen eingestuft. Vertretene FFH-Arten gemäß Anhang II der FFH-Richtlinie sind der Huchen und die (Mühl-) Koppe (BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2001).

3.2 Hydrologie

Der Lech ist ein alpin geprägter Fluss, welcher seinen Ursprung am Fomarinsee in den Vorarlberger Alpen nimmt. Nahe der Stadt Füssen verlässt er österreichisches Gebiet und wird auf deutscher Seite künstlich zum Forggensee aufgestaut. Hinsichtlich des Temperaturhaushaltes ist er als sommerkalter Alpenfluss einzustufen. Die mittlere Jahrestemperatur liegt zwischen 7,5-9,5° C (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1984). Aufgrund seines starken Gefälles herrscht von Natur aus Geschiebetrieb. Die natürliche Wasserführung des Lechs ist in Abhängigkeit von den Jahreszeiten sehr unterschiedlich. Im Winter herrschen gewöhnlich geringe Abflüsse vor, da Niederschläge in den Alpen in Form von Schnee zurückgehalten werden. Höhere Abflüsse und Hochwasser ereignen sich aufgrund von Schneeschmelze oder starken Niederschlägen im Einzugsgebiet vorwiegend in den Sommermonaten. Etwa drei Viertel der gesamten Jahreswasserfracht entfallen auf den Sommer. Die Abflüsse werden über den Forggensee künstlich gesteuert, so dass die daraus resultierende Abflussdynamik nur noch im längerfristigen Mittel der ehemals natürlichen Dynamik ähnelt. Tab. 1 gibt einige charakteristische Abflusskennzahlen für den weiter oberhalb gelegenen Pegel Lechbruck wieder. Die Abflusskennwerte der Litzauer Schleife liegen nur geringfügig darüber.

Tab. 1: Charakteristische Abflusskennwerte für den Lech im Bereich Litzauer Schleife anhand von Jahresmessreihen 1951-2001 für den Pegel Lechbruck (Quelle: BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004)

Abfluss in m^3/s	Winter	Sommer	Jahr
NQ	4,6	12,2	4,6
MNQ	18,8	26,9	18,1
MQ	50,6	92,4	71,6
MHQ	165	365	366
HQ	314	971	971

3.3 Technische und rechtliche Voraussetzungen für die Durchführung des Schwellbetriebs im Untersuchungsgebiet

Um die Abflusssteuerung für Schwellbetrieb zu ermöglichen ist eine Stauhaltungskette erforderlich. An vorderster Position benötigt man einen Kopfspeicher, in dem genügend Wasservolumen vorhanden ist um einen Schwall erzeugen zu können. Am Ende der Kette befindet sich ein Ausgleichsspeicher zur anschließenden Kompensation der Schwalle; dies bedeutet, dass im Unterwasser eine relativ einheitlicher Abfluss ohne Schwall und Sunk abgegeben werden kann. Zwischen Kopf- und Ausgleichsspeicher können theoretisch beliebig viele Zwischenstufen liegen (Abb. 3).

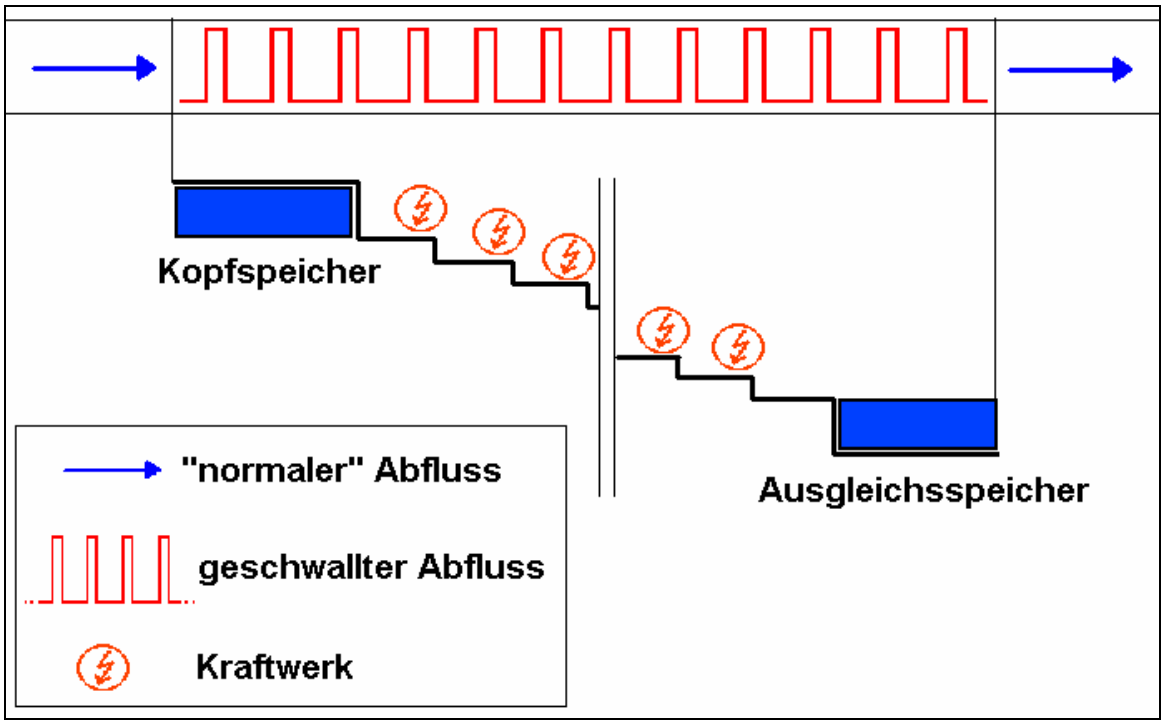


Abb. 3: Funktionsprinzip einer Stauhaltungskette für die Durchführung von Schwellbetrieb

Am Lech kommt bei der Ausübung des Schwellbetriebs der so genannte „Kippbetrieb“ zum Einsatz, d.h. alle Turbinen im Bereich der Stauhaltungskette werden nahezu zeitgleich angefahren bzw. abgestellt. Da die Stauwurzel einer unterhalb gelegenen Zwischenstufe meist bis an das Unterwasser des oberhalb gelegenen Kraftwerks reicht, fallen die Schwankungen in solchen Zwischenstufen weniger stark aus.

In der Stauhaltungskette von Stufe 1 bis 6 bildet der Forggensee bei Füssen den Kopfspeicher, die Stufe 6 stellt einen Ausgleichsspeicher dar (BAWAG 1988). Hinsichtlich der Anordnung der Staustufen erstreckt sich die Fließstrecke der Litzauer Schleife vom Unterwasser der Stufe 4 bis zur Stauwurzel der Stufe 6. Je nach aktuellem Stauziel des Ausgleichsspeichers verlagert sich die Stauwurzel am Ende der Fließstrecke. Je höher der Einstau, desto weiter stromauf verlagert sich der Wurzelbereich. Bei niedrigem Stauziel liegt dieser dementsprechend weiter unterhalb.

Das Kraftwerk der Stufe 4 befindet sich bei Fkm 140,0 in der Nähe der Ortslage Dessau. Im Jahr 1967 wurde es von der BAWAG (Bayerische Wasserkraft AG) in Betrieb genommen. Hierfür wurde das Lechtal durch einen Kiesdamm mit einer Oberflächenabdichtung abgesperrt. Seitlich wird der Speichersee von natürlichem Gelände begrenzt (BAWAG, 1988). Über die Stufe 4 lassen sich die Abflüsse in der Litzauer Schleife regeln. Das Maschinenhaus verfügt über drei Kaplan-Rohrturbinen mit einem Ausbaudurchfluss Q_a von 142,5 m³/s (BAWAG, 1988), die tatsächliche maximale Verarbeitungskapazität beläuft sich jedoch auf rund 160 m³/s; bei dem zuvor genannten Wert handelt es sich lediglich um eine Nenngröße (PÖCKL, pers. Mitteilung). Die Anlage wurde speziell für die Stromerzeugung durch Schwellbetrieb konzipiert. Im Verhältnis zu den natürlichen mittleren Basisabflüssen des Lechs wäre die Anlage zur Nutzung mit konstantem Laufbetrieb überdimensioniert. Mit einer Ausbaufallhöhe von 8,5 m liegt die Ausbauleistung bei 10,3 MW, das Regelarbeitsvermögen beläuft sich auf 44,8 GWh/a (BAWAG, 1988).

Die Durchflussmenge kann sowohl über Schieber wie auch mittels einer Veränderung der Trimmung von Lauf- und Leitradschaufeln an den Turbinen variiert werden und ist daher individuell einstellbar. Bei Abflüssen bis 160 m³/s wird die gesamte Wassermenge turbiniert. Übersteigt der Abfluss 160 m³/s, z.B. im Hochwasserfall, wird der Überschuss durch die drei Grundablässe abgegeben.

Die Anlage wird wie sämtliche anderen Anlagen der Firma e.on am Lech zwischen Füssen und Merching von einer Schaltwarte in Landsberg zentral gesteuert. Im Normalfall wird das Kraftwerk einmal täglich von einem mobilen Mitarbeiter der Firma überprüft, bei besonderen Situationen wie Hochwasser auch öfter (PÖCKL, pers. Mitteilung).

Die Genehmigung zur Durchführung des Schwellbetriebes im Unterwasser der Stufe 4 basiert auf einem vorläufigen Wasserrechtsbescheid vom 16.03.1965, welcher bis 31.12.2058 befristet ist. Darin sind auch die für Winter und Sommer erforderlichen Restwasserabgabemengen festgesetzt. Im Zeitraum von 01. Oktober bis 31. März muss ein Mindestabfluss von 10 m³/s, von 01. April bis 30. September von 20 m³/s gewährleistet sein. Das Restwasser wird in beiden Fällen über die Turbinen abgegeben (PÖCKL, pers. Mitteilung und Akteneinsicht).

3.4 Leitfischart Äsche

Das Untersuchungsgebiet kann hinsichtlich seiner Struktur und seines Fischbestandes eindeutig der Äschenregion zugeordnet werden. Bezüglich ihres Lebensraumes stellt diese Fischart besondere Ansprüche an ihre Umgebung. Das Ablaichen erfolgt im Frühjahr bei Wassertemperaturen von ca. 3,9-9° C. Äschen bevorzugen dabei kiesiges Substrat in Wassertiefen von 0,3-0,5 m. Im Gegensatz zu anderen Salmoniden graben sie keine Laichgruben sondern legen die Eier oberflächlich in das Sediment. In der Regel erfolgt der Laichvorgang bei der höchsten Wassertemperatur im Tagesverlauf. Er ereignet sich folglich ab Nachmittag bis in die Abendstunden hinein. Die Rogner geben ihren gesamten Gonadeninhalt meist binnen einer einzigen Laichphase ab. Aufgrund dieser zeitlichen Beschränkung können plötzlich auftretende Extremereignisse wie etwa starke Hochwasser

einen ganzen Jahrgang auslöschen. Im Interstitial des Gewässers beginnt der embryonale Lebensabschnitt der Äsche, dessen Dauer abhängig von der Wassertemperatur ist. Nach dem Schlupf sind die Äschen ca. 7-12 mm groß, sie ernähren sich von einem am Bauch befindlichen Dottersack. Diese so genannte Dottersackbrut verbleibt so noch etwa 4-10 Tage im Kieslückensystem. Anschließend verlässt sie als schwimmfähige Brut mit ca. 12-16 mm Länge das Bodensubstrat und bildet kleinere Schwärme. Wegen ihrer noch geringen Schwimmfähigkeit zeigt die Brut eine enge Bindung an Habitate mit geringer Wassertiefe und nur leichter Strömung, wobei sie Strömungsgeschwindigkeiten von 5-10 cm/s bevorzugt (EBEL 2000). Diese Bereiche bilden vor allem Kiesbänke mit einer flach auslaufenden Gleithanglage. An diesen Stellen findet zum ersten Mal eine aktive Nahrungsaufnahme statt.

Ab einer Größe von 30-40 mm beginnt der juvenile Lebensabschnitt. Die Tiere wechseln zusehends in tiefere und schneller strömende Bereiche. Es erfolgt ein Übergang von einer pelagischen zu einer vorwiegend benthischen Ernährungsweise. Nachts wechseln sowohl die schwimmfähige Brut sowie Juvenile in Totwasserbereiche, wo sie an flachen Stellen am Boden ruhen.

Der juvenile Lebensabschnitt endet mit dem Erreichen der Geschlechtsreife, die bei Milchnern gewöhnlich zwischen dem 2. und 3., bei Rognern zwischen dem 3. und 4. Lebensjahr eintritt. Adulte Tiere bevorzugen tiefere Standorte wie Kolke oder ausgespülte Uferbereiche. Sie leben in kleineren Verbänden, wobei jedoch jeder Fisch sein eigenes kleines Territorium beansprucht. Große dominante Tiere besetzen meist die energetisch günstigsten Standorte.

4. Material und Methoden

4.1 Bildliche Dokumentation von Flächenverlusten

Zur optischen Erfassung der Auswirkungen des Schwellbetriebs im Lechabschnitt „Litzauer Schleife“ wurde eine umfangreiche Photodokumentation erstellt. Dazu wurden an mehreren Terminen Aufnahmen von ausgewählten Strukturen bei verschiedenen Wasserständen gemacht. Falls gestrandete oder eingeschlossene Fische ausfindig gemacht werden konnten wurden auch diese fotografiert.

Zu einer Veranschaulichung der quantitativen und qualitativen Habitatflächenverluste für Gewässerorganismen als Folge der starken Wasserstandsschwankungen wurden bei Q_{max160} sowie Q_{min20} Luftbildaufnahmen erstellt

4.2 Auswertung von Abfluss- und Strombörsendaten

Eine wichtige Basis für die Untersuchungen zum Schwellbetrieb an der Litzauer Schleife stellte die Einbeziehung von Abflussaufzeichnungen dar. Leider konnten von Seiten des Kraftwerksbetreibers für die Stufe 4 keine Abflussdaten über längere Zeiträume zur Verfügung gestellt werden. Daher wurde im Wesentlichen auf Aufzeichnungen des amtlichen Pegels Lechbruck zurückgegriffen, die sich allerdings etwas von den Abflüssen der Stufe 4 unterscheiden können. Im Vergleich zum Pegel werden die Abflussveränderungen mit zunehmender Entfernung zum Kraftwerk zeitlich abgepuffert und gehen etwas langsamer vonstatten.

Zur Auswertung wurden die aktuellen Wochenganglinien von den öffentlich zugänglichen Internetseiten des Landesamts für Wasserwirtschaft abgerufen, gespeichert und exemplarisch diskutiert. Des Weiteren wurden digitale Abflussdaten des Landesamtes für Wasserwirtschaft für den Pegel Lechbruck von 1986 bis 2003 ausgewertet und interpretiert. Die Onlinedaten der europäischen Strombörse in Frankfurt am Main EEX (Abk. „European Energy Exchange“, www.eex.de) wurden ebenfalls zur Interpretation der Abflusssteuerung herangezogen.

4.3 Ufervermessungen

Größere Längen und Distanzen wurden wenn möglich mit einem tragbaren Laser-Entfernungsmessgerät auf ca. 2m genau gemessen. Kleinere Abstände oder Maße bestimmter Strukturen wurden mit einem 50 m langen Maßband auf 0,5 m genau erfasst. Zur Dokumentation von Flächenverlusten wurden bei niedrigem Abfluss Uferlinien und Randbereiche von trocken fallenden Altwassern mit einem GPS-Gerät abgegangen und punktuell gespeichert. Auch Punkte der Uferlinie bei Q_{max160} wurden eingemessen. Anschließend wurden die Daten mit Hilfe des GIS-Programms Arc View 3.2 eingelesen und über eine Karte aus georeferenzierten Luftbildern gelegt. Mit Hilfe der Programmwerkzeuge konnten so Entfernungen und Flächen gemessen werden.

4.4 Fließgeschwindigkeit und Fließbreite

Zur Messung von punktuellen Strömungsgeschwindigkeiten kam ein Flügelradmessgerät der Firma Höntzsch zum Einsatz. Es wurde jeweils die Strömungsgeschwindigkeit über Grund, im Mittelwasser sowie an der Oberfläche gemessen und daraus ein Mittelwert gebildet. Damit konnten jedoch nur Daten in Ufer- und Flachbereichen erhoben werden, da mit zunehmender Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit Messungen mit dem Flügelrad nicht mehr möglich waren.

Alternativ wurde zur Abschätzung von Veränderungen der Fließgeschwindigkeiten und Gewässerreiten anhand eines vereinfachten Gewässerquerschnittes die Fließformel für offene Gerinne nach MANNING, GAUCKLER und STRICKLER (Quelle: LECHER 2003) verwendet (s. SCHNELL 2004)

Unter Verwendung des Berechnungsmodells wurden in Abhängigkeit vom Abfluss die mittlere Fließgeschwindigkeit v_m und die Fließbreite b iterativ berechnet.

Anhand der sommerlichen Abflusskennwerte für die Litzauer Schleife wurden für Abschnitt A, B und C die theoretischen Uferanschlagslinien bei MNQ und MQ berechnet und in georeferenzierte Luftbildkarten eingezeichnet.

Da es sich bei diesen Berechnungen nur um ein stark vereinfachtes Modell handelt, können die Werte in natura bspw. aufgrund veränderter Gefälle oder anderer Fließquerschnitte mehr oder weniger stark abweichen. Die Ergebnisse sind daher nicht als tatsächliche Werte, sondern vielmehr als demonstrative Orientierungswerte anzusehen.

Geringere Wassertiefen, z.B. an Brutstandorten, wurden mit einem Metermaß gemessen.

4.5 Untersuchungen zum Fischbestand

Zur Charakterisierung des Fischbestandes kamen folgende Methoden zum Einsatz:

Um die aktuelle Zusammensetzung und mögliche Entwicklungstendenzen zu erfassen, wurden am 10.07.2003 sowie am 07.11.2003 Elektrobefischungen durchgeführt. Das verwendete Gerät hatte eine Nennleistung von 11 kW, es kamen jeweils zwei Anoden mit einer Wirkungsbreite von rund 15 m und zwei Kescher vom stromab treibenden Boot aus zum Einsatz.

Die im elektrischen Feld betäubten Fische wurden dem Gewässer kurzzeitig entnommen und in großen Plastikwannen mit Sauerstoffzufuhr an Bord zwischengehältert. Anschließend wurde die jeweilige Art bestimmt, jedes Individuum auf 0,5 cm genau gemessen und körperliche Auffälligkeiten wie Verletzungen notiert. Einige Exemplare wurden zur Bestimmung des Korpulenzfaktors k auf ca. 10 g genau gewogen.

Das Gewicht der restlichen Fische wurde anhand der ermittelten Korpulenzfaktoren berechnet.

Durch den Simpson-Index (D) nach Krebs (1994) wurde die Artendiversität bestimmt. D ist ein Ausdruck für die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig gefangene Fische verschiedenen Arten angehören. Je kleiner D, desto monotoner ist die Fischgemeinschaft.

Ebenfalls nach Krebs (1994) wurde die Artendominanz als CDI (= Community Dominance Index) berechnet. Durch den CDI wird prozentual angegeben, in welcher Quantität die beiden häufigsten Fischarten den Bestand dominieren. Ein hoher Wert weist auf einen in seiner Zusammensetzung stark beeinträchtigten Fischbestand hin.

Um die Entwicklung von Jungfischen der Äsche weiter zu verfolgen, wurden am 16.09.2003 und am 26.11.2003 habitatbezogene Elektrobefischungen mit einem Rückentragegerät (Nennleistung 3 kW) durchgeführt. Gefischt wurde stromauf watend mit einer Anode und einem Kescher. Der befischte Korridor hatte eine Breite von ca. 8 m. Es wurden versuchsweise bei Schwall- wie auch bei Sunkabfluss potentiell geeignete Habitate befischt. Die jungen Äschen wurden dem Gewässer kurzfristig entnommen und ihre Körperlänge auf 0,5 cm genau gemessen. Körperliche Auffälligkeiten wurden notiert.

Zur Berechnung des CPUE (Catch Per Unit of Effort = Fang pro Einheit, z.B. kg/ha) wurde die Befischungsbreite mit der Länge der befischten Strecke multipliziert. Daraus resultierten die Fangzahl sowie die gefangene Fischbiomasse pro befischte Fläche.

Zur Wachstumsberechnung der Äsche wurden anhand der Längenhäufigkeitsverteilungen Altersklassen gebildet. Im Anschluss daran konnte nach einer Methodik von BERTALANFFY (vgl. WOOTTON 1998) eine Wachstumskurve erstellt werden.

Während der Untersuchungen vor Ort wurde stets nach gestrandeten Fischen Ausschau gehalten. Besonders Vertiefungen und Gerinne, die bei Wasserrückgang vom Hauptstrom

abgetrennt werden (sog. Fischfallen), wurden regelmäßig nach zurückgebliebenen Fischen abgesucht.

In den Monaten Mai und Juni wurde die Äschenbrut wiederholt optisch erfasst. Dabei wurden an mehreren Untersuchungstagen die Abschnitte A und B bei unterschiedlichen Abflüssen abgegangen. Bei den Beobachtungen wurden die Brütlinge in einem 2 m breiten Ufersaumbereich gezählt, auch Besonderheiten wie Substratpräferenzen wurden berücksichtigt. Abschließend wurden die Individuenzahlen auf die bekannte Uferlänge umgerechnet.

Vergleichend dazu wurden diese Untersuchungen an Abschnitt K im Alten Lech durchgeführt, der ohne Einfluss von Schwellbetrieb war.

An einigen Tagen wurden zur Beobachtung des Wachstums jeweils etwa 20 Larven mittels eines Brutkeschers kurzzeitig entnommen und ihre Körperlänge auf angefeuchtetem Millimeterpapier auf 0,5 mm genau gemessen.

Von Anfang Juli bis Mitte September wurden die Entwicklung und die Artenzusammensetzung von Cyprinidenlarven in Abschnitt C untersucht. Im Labor wurde die Brut unter dem Binokular nach KOBLIZKAJA (1966) und SPINDLER (1988) taxonomisch bestimmt und ihre Körperlänge auf 0,5 mm genau gemessen. Zur Reduzierung von Bestimmungsfehlern wurde eine Kontrollgruppe von 25 Cyprinidenbrütlingen unterschiedlicher Größen und von verschiedenen Altwasserstandorten in einem Aquarium gehältert und bis zum Jungfischstadium aufgezogen.

4.6 Untersuchungen zum Makrozoobenthos

Zur Untersuchung von Schwellbetriebsauswirkungen auf Fischnährtiere fanden in der Litzauer Schleife Untersuchungen zum Makrozoobenthos statt. Dabei kam ein Surber Sampler zum Einsatz. Mit einem Besenstiel wurden die oberen 10-15 cm des Bodensubstrats innerhalb der festgelegten Fläche ca. zwei Minuten lang gleichmäßig durchwühlt. Darin befindliche Kleintiere wurden so freigelegt, durch die Strömung erfasst und in den dahinter befindlichen Netzsack mit einem angeschraubten Probenbehälter gespült. Im Labor wurden die Tiere nach SCHMEDTJE & KOHMANN (1992) bis zur niedrigstmöglichen taxonomischen Stufe bestimmt.

Zur Ermittlung der Makrozoobenthos-Biomasse wurden die Proben sorgfältig gereinigt. Köcherfliegenlarven wurden von ihrem Köcher getrennt. Bei einer Temperatur von 75° C wurden die Proben 24 Stunden in den Trockenschrank gestellt. Anschließend wurde die Trockenmasse auf 1 mg genau mit einer Feinwaage gewogen. Anschließend wurde nun die Biomasse in g Trockenmasse pro m² berechnet. Nach SCHWOERBEL (1998) erfolgte eine Umrechnung in kg Frischmasse pro Flächeneinheit.

5. Ergebnisse

5.1 Bilddokumentation

Um die Beeinträchtigung aquatischer Lebensraumstrukturen durch periodisches Trockenfallen bei Schwellbetrieb zu veranschaulichen, wurden während der Vegetationsperiode Luftbildaufnahmen bei Q_{min20} sowie Q_{max160} angefertigt.

Der Lech weist strukturell im Untersuchungsgebiet einen noch annähernd natürlichen Gewässerverlauf mit teils sehr flach auslaufenden Gleituferbereichen, Nebenarmen und Altgewässern auf. Die im Tagesgang rasch wechselnden Abflüsse haben ein periodisches Trockenfallen von weiten Bereichen dieser Strukturen zur Folge.

Die Steuerung der schwellbetriebsbedingten Wasserstandsschwankungen erfolgt im Kraftwerk der Stufe 4 (Abb. 4). Bereits unmittelbar unterhalb der Anlage sind bei Q_{min20} trocken fallende Bereiche zu erkennen. Die Stauanlage und die daran angegliederten Uferbefestigungen mit Blocksteinen (im Bild links und rechts) bilden die einzige bauliche Veränderung auf der gesamten Fließstrecke bis in den Stauwurzelbereich der Stufe 6.

Abb. 4: Kraftwerk Stufe 4/Dessau bei $Q_{min\ 20}$

Unterhalb des Kraftwerksbereichs erstreckt sich der Lech als sehr strukturreiches Fließgewässer. Bei hohen Abflüssen fließt der Fluss häufig mehrarmig. Die Strömungsverhältnisse sind sehr heterogen und reichen von stark durchströmt bis strömungsberuhigt. Auch hinsichtlich der Wassertiefen zeigt sich eine hohe Varianz. Rund um die inselartigen Kiesbänke existieren zahlreiche, langsamer überströmte Flachbereiche. Solche Strukturen stellen ideale Laich-, Brut- und Jungfischhabitate für strömungsliebende Fischarten dar (Abb. 5), wie bspw. die Leitfischart Äsche.

Wie deutlich zu erkennen ist, reduziert sich der Fließbereich bei Q_{min} im Wesentlichen auf das Hauptbett (Abb. 6). Durchströmte Abschnitte werden zu stehenden Wasserkörpern. Seitenarme werden partiell oder vollständig vom Strom abgekappt (Abb. 7).

Gerade die für Brut und Jungfische sehr wertvollen Flachbereiche fallen bei Schwellbetrieb regelmäßig trocken. Im Extremfall erreichen die periodisch trocken fallenden Flächen dort Breiten von 50 m und mehr(Abb. 8).

Abb. 5: Kiesbankformation bei Q_{max160}

Abb. 6: Kiesbankformation bei Q_{min20}

Abb. 7: Abgekappter Seitenarm

Abb. 8: Trockenfallender Äschen-brutstandort

Inseln und andere geomorphologische Formationen im Gewässer erhöhen die Strukturvielfalt und erfüllen wichtige ökologische Aufgaben. Abb. 13 zeigt eine für den ursprünglichen Lech typische Insel mit Auwaldbewuchs sowie die hier besonders im Nebenarm zu Tage tretenden Flinzrippen mit angegliederten Flachbereichen. Gerade Klein- und Jungfische wie z.B. juvenile Barben bevorzugen solch abwechslungsreiche Sohl- und Uferstrukturen, die ihnen Nahrung und zugleich Schutz vor Fressfeinden bieten. Im NSG Litzauer Schleife finden sich mehrere derartige Formationen (Abb. 9).

Abb. 9: Temporäre Kiesinsel bei Q_{max160}

Abb. 10: Temporäre Kiesinsel bei Q_{min20}

Bei Q_{min20} fallen allerdings auch diese ökologisch bedeutsamen Strukturen regelmäßig trocken (Abb. 10). Der Nebenarm wird vom Hauptstrom abgekappt. Erhalten bleiben lediglich tümpelartige Wasserkörper. Durch den abrupten Wechsel der Lebensbedingungen wird die fischökologische Funktionsfähigkeit dieses Standortes nachhaltig beeinträchtigt.

Typisch für natürliche und naturnahe Fließgewässer ist die Ausbildung von Altwassern. Man kann dabei zwei Typen unterscheiden:

Zum einen gibt es temporär angeschlossene Altwasser, die nur zu bestimmten Zeiten wie etwa Hochwasser mit dem Hauptstrom im Austausch stehen; eine andere Form stellen die ständig angeschlossenen Altwasser dar, welche mit dem Hauptfluss permanent in Verbindung stehen. In den letztgenannten korrespondieren die Wasserstände unmittelbar mit denen des Hauptgewässers. Daher unterliegen diese den durch Schwellbetrieb erzeugten Spiegelschwankungen in vollem Umfang.

Abb. 11 zeigt Abschnitt C bei Q_{max160}. Dort existieren ausgedehnte Flachbereiche mit angrenzenden Röhrichtbeständen. Derartige Strukturen sind normalerweise ideale Aufwuchshabitate für den Nachwuchs von Fischarten, die im Jugendstadium stagnophil (= bevorzugen Bereiche ohne Strömung) orientiert sind. Im Bereich der Äschenregion ist vorwiegend die Brut von Cypriniden wie Barbe, Hasel, Aitel, Nase oder Elritze auf solche Habitate angewiesen. Flachbereiche und Röhricht bieten der Brut Schutz vor Fressfeinden. Zudem erwärmt sich das Wasser hier wesentlich schneller als im Hauptgewässer. Dies führt zu einer erhöhten Produktivität und somit einem schnelleren Wachstum der Jungfische.

Abb. 11: Angeschlossenes Altwasser bei Q_{max160}

Abb. 12: Angeschlossenes Altwasser bei Q_{min20}

Bei Q_{min20} liegen jedoch auch im angeschlossenen Altwasser weite Flächen trocken (Abb. 12). Speziell die mit Röhrichtbeständen verzahnten Flachzonen sind hiervon nahezu ganzheitlich betroffen. Weite Bereiche sind frei von höheren Wasserpflanzen. Somit entstehen, ähnlich wie bei den betroffenen Kiesbänken, Verödungszonen mit einer nachhaltigen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionen.

Ein völlig anderes Bild ergibt sich bei Altwassern, die von Natur aus nur bei höheren Abflüssen an das Hauptgewässer angeschlossen sind und ansonsten über Grundwasserleiter gespeist werden. Fische, die bei den hochwasserähnlichen Schwallabflüssen in dieses Altwasser gelangen, haben nach Wasserrückgang nicht mehr die Möglichkeit, in das Hauptgewässer zu wechseln. In Trockenperioden mit geringerem Q_{max} und an Wochenenden ohne Schwellbetrieb können sie dort bisweilen mehrere Tage eingeschlossen sein.

Erst bei einer Schwallphase mit ausreichend hohem Q_{max} erfolgt eine erneute Anbindung an das Hauptgewässer. Bedingt durch einen ständigen Wechsel der Anbindungssituation wird das Altwasser von einem Hybridcharakter geprägt. Aus gewässerökologischer Sicht werden

die Lebensbedingungen für Organismen, die an temporär angeschlossene Wasserkörper angepasst sind, dauerhaft destabilisiert.

In Abhängigkeit vom jeweiligen Bodenrelief bilden sich bei Wasserrückgang auf den trocken fallenden Flächen häufig so genannte „Fischfallen“. Dies sind natürliche Vertiefungen, Unebenheiten und Senken im Gewässerbett, welche nur bei hohen Abflüssen bespannt sind. Sinkt nun der Wasserspiegel infolge des Schwellbetriebes, bleiben diese als Resttümpel ohne eine oberflächliche Flussanbindung zurück. Bei den Fischfallen kann man am Lech zwei verschiedene Typen unterscheiden.

- Permanent benetzte Fischfallen, die über eine Durchsickerung des Interstitials mit dem Fluss unterirdisch verbunden bleiben (Abb. 13)
- Versiegende Fischfallen, deren Wasserkörper vor Eintreffen des nächsten Schwalls versickert und/oder verdunstet (Abb. 14)

Abb. 13: Permanent benetzte Fischfalle

Abb. 14: Versiegende Fischfalle

Bei einem raschen Wasserrückgang versuchen Fische und andere Wassertiere tiefere Gewässerbereiche aufzusuchen. Oftmals schwimmen sie dabei in besagte Vertiefungen und Senken in der Sohle als vermeintlich sichere Zufluchtsorte. Besonders die schwimmschwachen Arten und Jungfische sind davon betroffen (Abb. 15). Versiegende Fischfallen bedeuten meist das sichere Ende für darin eingeschlossene Fische. In permanent benetzten Fischfallen haben Fische bis zu einer erneuten Anbindung an den Hauptfluss eine gewisse Überlebenschance.

Ein weiteres Problem stellt das Stranden von schwimmschwachen Fischen bei einem besonders raschen Wasserrückgang dar. Die Tiere bleiben dabei sprichwörtlich „auf dem Trockenen“ sitzen und verenden (Abb. 16).

Abb. 15: Jungäsche in Fischfalle **Abb. 16: Gestrandete Koppe**

Während ihrer Isolation oder nach dem Stranden unterliegen die Fische einem besonderen Fraßdruck durch Räuber. Die Resttümpel sind in der Regel flach und bieten nur selten ausreichend Deckung. Während der Untersuchungsphase war bei abnehmenden Wasserständen nahezu zeitgleich eine zunehmende Konzentration von fisch- und aasfressenden Tieren wie Rabenvögeln, Reihern, Füchsen und Katzen festzustellen. Dabei wurden Fischfallen und weite Trockenbereiche offensichtlich systematisch von diesen nach eingeschlossenen oder gestrandeten Fischen abgesucht. An trocken gefallenen Bereichen mit weicher Bodenbeschaffenheit konnten regelmäßig frische Fährten von Räubern ausfindig gemacht werden (Abb. 17). Offenbar haben sich diese Tiere auf die schwellbetriebsbedingt zurückbleibenden Fische als lukrative Nahrungsquelle eingestellt.

Abb. 17: Fährten von fischfressenden Tieren im Bereich eines trockenfallenden Altwassers, links Fuchs (Vulpes vulpes), rechts Graureiher (Ardea cinerea)

Die Bedingungen in den permanent benetzten Fischfallen werden zusätzlich dadurch erschwert, dass sich bei starker Sonneneinstrahlung das Wasser zusehends erwärmt. Besonders in den Sommermonaten konnten in den Fischfallen Wassertemperaturen bis 25° C gemessen werden. Diese übersteigen das physiologisch tolerierbare Maximum von typischen Bewohnern der Äschenregion meist bei weitem.

5.2 Qualitative und quantitative Auswertung von Abfluss- und Strombörsendaten

5.2.1 Charakteristische Abflusssteuerungen

Die durch den Schwellbetrieb verursachten Wasserstandsschwankungen wirken sich direkt auf das aquatische Ökosystem des Lechs aus, da die natürliche Abflussdynamik nahezu komplett verloren geht.

Sowohl der für Sommer wie auch für Winter festgelegte Q_{min} liegt stets deutlich unter dem jeweils typischen mittleren niedrigsten Abfluss MNQ. Aus dem für das ganze Jahr zulässigen Q_{max160} und den jahreszeitlich verschiedenen Q_{min} ergibt sich im Untersuchungsgebiet für das Sommerhalbjahr ein maximales Schwall-/Sunk-Verhältnis von **8:1**, für das Winterhalbjahr von **16:1**.

Eine Analyse von Abflussganglinien ergaben für das Sommerhalbjahr häufig eingipfelige Abflussmaxima. Die Schwallphase begann meist am Vormittag und endete je nach Wasserdargebot nachmittags oder abends (Abb. 18). Entsprechend stellen sich zweimal täglich verschiedene Fließgeschwindigkeiten ein, Flachbereiche werden einmal pro Tag mit Wasser bespannt und fallen wieder trocken. An Wochenenden wird Schwellbetrieb in der Regel nur vermindert oder nicht gefahren, wie aus dem angeführten Beispiel ersichtlich wird. Im Juli bewegen sich abwärts gerichtete Abflussschwankungen von Natur aus zwischen MQ und MNQ. Q_{min20} entspricht in diesem Monat nur etwa einem Drittel von MNQ. Abflüsse über MQ sind im Juli nicht ungewöhnlich, MHQ liegt bei 266 m³/s (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2000). Allerdings vollziehen sich auch Schwankungen über MQ natürlicherweise eher langsam und nicht täglich.

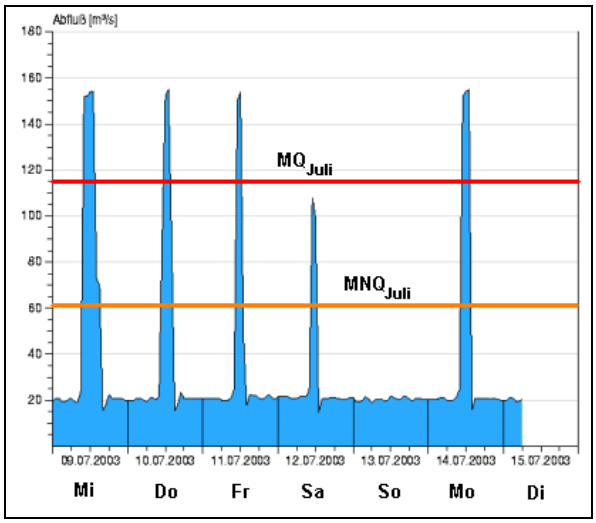


Abb. 18: Charakteristische Abflusssteuerung im Sommerhalbjahr (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2000)

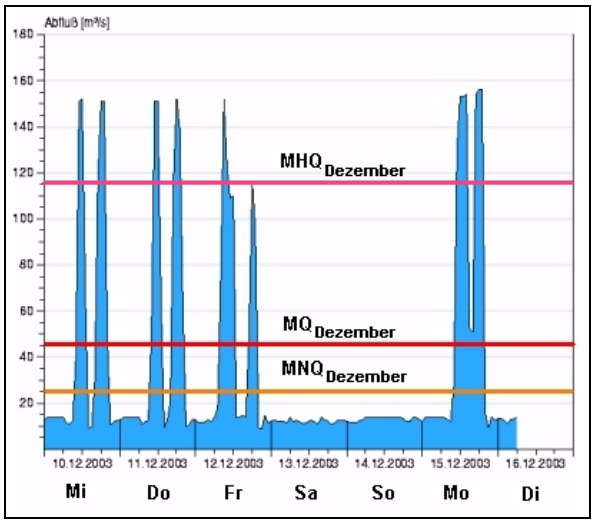


Abb. 19: Charakteristische Abflusssteuerung im Winterhalbjahr (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2000)

Im Winter zeigte sich häufig eine zweigipfelige Abflussform (Abb. 19). Die erste Spitze reichte meist von ca. 8.00 Uhr früh bis kurz nach Mittag, die zweite von früh nachmittags bis in den Abend. Dabei ändert sich die Strömungsgeschwindigkeit im Wesentlichen viermal pro Tag, Uferareale im Schwankungsbereich werden zweimal mit Wasser bespannt und fallen zweimal trocken.

Ebenso wie im Sommer liegt Q_{min} deutlich unter dem monatsüblichen mittleren Minimalabfluss MNQ. Im Gegensatz dazu wird der mittlere Hochwasserabfluss regelmäßig überschritten. Dies bedeutet bisweilen zweimal täglich die Erzeugung einer für diese

Jahreszeit völlig untypischen Hochwassersituation mit einer unmittelbar daran anschließenden, extremen Niedrigwasserphase.

Auf dem europäischen Strommarkt hat sich in den letzten Jahren eine starke Konkurrenzsituation entwickelt, der die Kraftwerksbetreiber mit einer Intensivierung des Schwellbetriebs Rechnung tragen. Die Auswertung von Abflüssen am Lech im Monat April von 1986 bis einschl. 2003 ergab, dass vor 1995 (vor Kraftwerksbetreiber-Wechsel) das Verhältnis von Schwall zu Sunk noch wesentlich geringer war (

Tab. 2). Q_{max} lag nach 1995 in allen Fällen deutlich höher als zuvor. Häufig waren auch die festgestellten Mindestabflüsse geringer. Bedingt dadurch waren in den Vorjahren wesentlich geringere Spannbreiten und somit auch kleinere Schwall/Sunk-Verhältnisse zu verzeichnen. Auch hinsichtlich der Unterschreitungen von Abflüssen niedriger 30 m³/s war eine deutliche Zunahme nach 1995 zu bemerken. Im Untersuchungsjahr lagen diese um mehr als das dreifache über dem Wert des Vergleichsjahres 1990, obwohl mehr Wasser zur Verfügung stand.

Die Gesamtabflussmenge im April 2003 war mit ca. $1{,}31*10^8$ m³ im Vergleich zu den Vorjahren niedrig. Trotzdem wurde in dieser Phase starker Schwellbetrieb mit Spitzen von bis zu 180 m³/s gefahren.

Tab. 2: Gegenüberstellung verschiedener Abflusscharakteristika am Pegel Lechbruck bei jeweils ähnlichen Abflussmengen im April vor und nach 1995, Vergleichsjahre nebeneinander (nach BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2000)

Jahr	1988	2000	1989	1996	1990	2003
NWV_{April} ($*10^8 m^3/s$)	2,46	2,43	1,37	1,56	1,29	1,31
HQ_{April} (m^3/s)	131	144*	107	117	114	182
NQ_{April} (m^3/s)	56	13	11	6	10	12
Spannbreite (m^3/s)	75	131	96	111	104	170
Q < 30 m^3/s	0	38	197	247	134	430

* kein Q_{max} , sondern Laufbetrieb bei Hochwasser

NWV = nutzbares Wasservolumen **Q** = Abfluss

HQ = höchster gemessener Abfluss **NQ** = niedrigster gemessener Abfluss

Im April 1990 sowie 1991 lag das nutzbare Wasservolumen mit 1,29 bzw. $1{,}19 * 10^8$ m³ deutlich unter dem von April 2003. In beiden Jahren war ein „moderaterer“ Schwellbetrieb festzustellen. Die nachfolgende Abb. 20 zeigt einen Vergleich zwischen den beiden sehr unterschiedlichen Abflusssteuerungen 1991 und 2003.

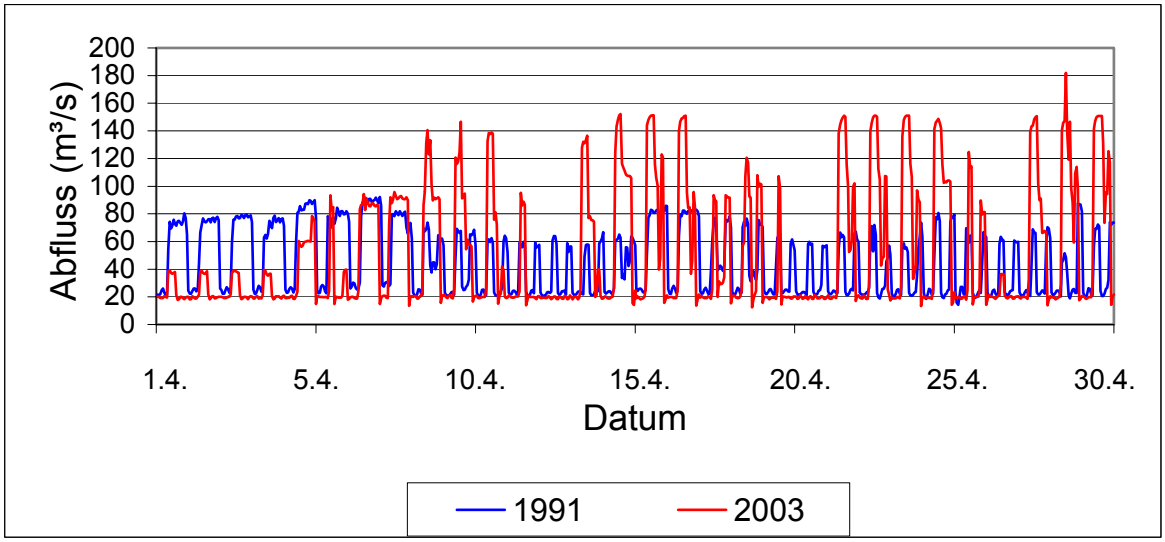


Abb. 20: Gegenüberstellung von Abflussteuerungen bei ähnlichem Wasserdargebot für April 1991 und 2003

Man erkennt deutlich reduzierte Spitzenabflusswerte während der Schwallphasen im April 1991. Die Maximalwerte lagen bei rund 90 m³/s. Etwa zur Monatsmitte überstiegen die Schwallspitzen 2003 die Spitzen von 1991 teilweise um mehr als das doppelte. Trotz des geringen Wasserdargebots wurde ein sehr starker Schwellbetrieb mit Abflussspitzen bis zu 160 m³/s gefahren.

Bei erhöhtem Abfluss des Lechs wurde früher meist von Schwellbetrieb auf Laufbetrieb umgestellt. Somit wurde ein wesentlich gleichmäßigeres Abflussbild generiert, bei dem höhere Schwankungen eher die Ausnahme bildeten. Demgegenüber zeigt sich ein deutlich verändertes Bild in den letzten Jahren. Obwohl oft vergleichbare Mengen an Wasser zur Verfügung standen, herrschte häufig starker Schwellbetrieb.

Abb. 21 zeigt einen Vergleich zwischen April 1988 mit relativ einheitlichen Abflüssen und eher geringen Schwankungen sowie April 2000. Es traten erhebliche Schwankungen während der Embryonalphase der Äschen und Schwall/Sunk-Verhältnisse bis 6:1 auf.

Für die Äschen bedeutet dies, dass Eiablage sowie Embryonalphase 1988 im Gegensatz zu 2000 unter relativ gleichmäßigen Abflussbedingungen erfolgen konnte.

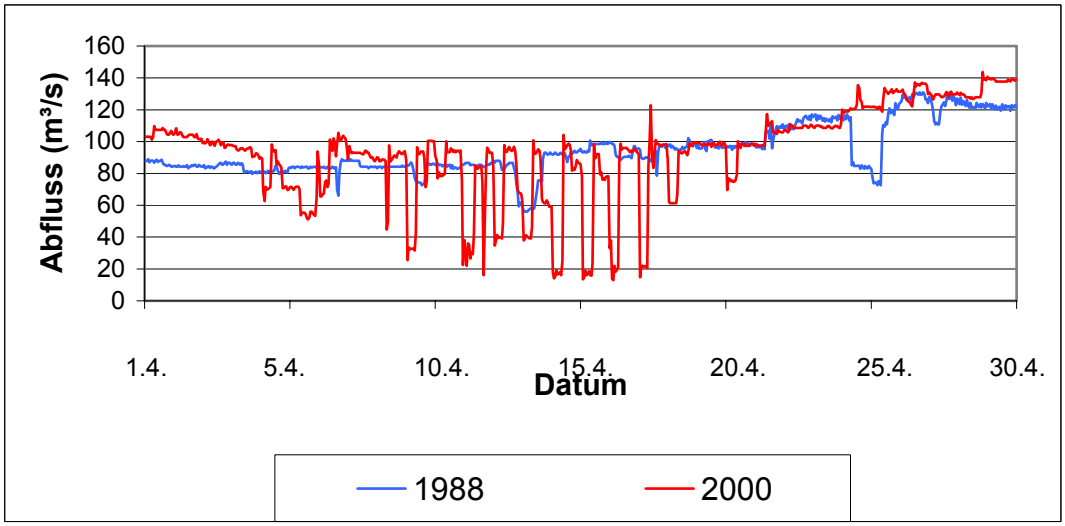


Abb. 21: Gegenüberstellung von Abflusssteuerungen bei ähnlichem Wasserdargebot für April 1988 und 2000

Um Zusammenhänge zwischen Schwellbetrieb und eventuell vorhandener Störungen im Altersaufbau der Äschen zum Untersuchungszeitpunkt herstellen zu können, wurden die Abflüsse der Monate April und Mai der Jahre 2000 bis 2003 analysiert.

2000 wurde während der Laichzeit relativ häufig Schwellbetrieb gefahren. Besonders Mitte April war eine intensive Phase von starken Schwallabflüssen erkennbar. Dabei prägten erhebliche Wasserstandsschwankungen die Ablaichperiode. Während der Embryonal- und Larvalphase dominierte ein verhältnismäßig einheitliches Abflussbild mit vergleichsweise moderaten Schwankungen.

2001 waren April und Mai zwar durchgängig von Schwellbetrieb geprägt, allerdings wurde während der Laichzeit nur selten ein Abfluss von 40 m³/s unterschritten. Ab dem zweiten Maidrittel lagen alle Abflüsse der Sunkphasen deutlich über 60 m³/s. Demzufolge waren die Wasserspiegelschwankungen geringer als im Vorjahr.

2002 zeigte sich Anfang April überwiegend ein relativ konstanter Abflussverlauf. Als einzig größere Ausnahme war in der Nacht vom 23.04 auf den 24.04.2002 ein eklatanter Rückgang bis auf 13,2 m³/s mit einer Dauer von ca. 10 Stunden zu verzeichnen. Der Mai begann ebenfalls mit relativ gleich bleibenden Abflüssen, Nach einer knappen Woche mit Sunkabflüssen bis 20 m³/s wurde mit zwei Ausnahmen ein Wert von 40 m³/s nicht mehr unterschritten.

2003 unterschied sich von den vorherigen Jahren vor allem durch einen fast durchgängigen Schwellbetrieb in April und Mai mit sehr hohen Schwallspitzen und einem Q_{min} von überwiegend 20 m³/s. Nur an den Wochenenden waren kurze Unterbrechungen des Schwellbetriebes zu verzeichnen.

5.2.2 Ökonomische Grundlagen der Abflusssteuerung

Schwellbetrieb wird vor allem dazu verwendet, um an Tageszeiten mit hohem Energiebedarf rasch zusätzliche Energie bereitstellen zu können und Bedarfsspitzen abzudecken. Dementsprechend richtet sich die Steuerung nach der aktuellen Nachfrage. Durch die Liberalisierung des Strommarktes und die damit einhergehende Verschärfung des Wettbewerbes in den letzten Jahren ist das Stromgeschäft jedoch nicht mehr rein national geprägt. Die Nachfrage nach Strom wird mittlerweile europaweit über die Europäische Strombörse (EEX = European Energy Exchange, www.eex.de) mit Sitz in Frankfurt am Main gebündelt. Folglich unterliegt die Stromvergütung regional unabhängig dem jeweils aktuellen Tagesgeschäft auf dem so genannten Spotmarkt.

In Abb. 22 wird die Verzahnung von Abflusssteuerung und Börsengeschäft während der Äschenlaichzeit 2003 deutlich sichtbar. Die Maxima der Kurven sind nahezu deckungsgleich; in der Phase mit der lukrativsten Vergütung wird in den Kraftwerken zeitweise bis an die Grenze der maximalen Verarbeitungskapazität gegangen (PÖCKL, pers. Mitteilung). Im Gegensatz dazu wird der Abfluss in den Zeiträumen mit geringerer Vergütung häufig so nah wie möglich am im Bescheid festgesetzten Mindestabfluss gehalten, um eine größtmögliche Wassermenge für die nächste Schwallphase speichern zu können.

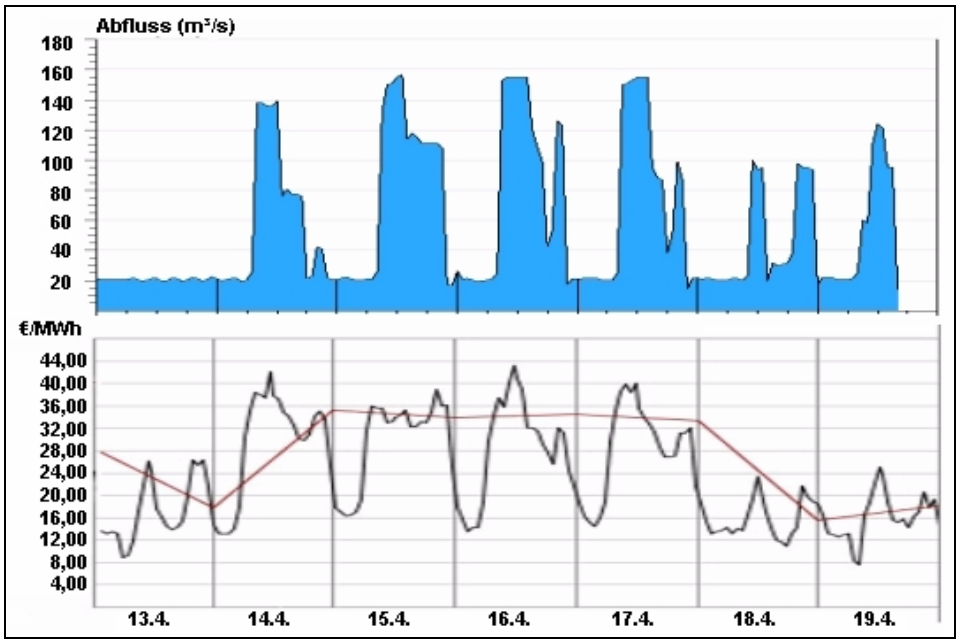


Abb. 22: Darstellung der Abflusssteuerung in Abhängigkeit von der jeweiligen Einspeisungsvergütung während der Äschenlaichzeit im April 2003 (Quelle: BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2003, www.eex.de 2003)

5.3 Veränderung von Habitateigenschaften durch Schwellbetrieb

5.3.1 Schwellbetriebsbedingte Strömungs- und Fließbreitenveränderungen

Fische und andere aquatische Organismen stellen häufig hohe Ansprüche an ihre Umgebung. Die Wahl der Habitate in einem Fließgewässer stellt eine Kombination aus verschiedenen Anforderungen bezüglich Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe, Sohlsubstrat etc. dar. Je mehr ein oder mehrere Parameter von den jeweiligen Anforderungen abweichen, desto weniger ist der entsprechende Bereich als Habitat geeignet.

Wird in einem offenen Gerinne der Abfluss erhöht, so treten vier Effekte auf, um die gestiegene Wassermenge abführen zu können:

- ·Erhöhung der Fließgeschwindigkeit
- ·Zunahme der Wassertiefe
- ·Erhöhung der Fließbreite
- ·Vergrößerung des Fließquerschnittes

Da natürliche Flussläufe meist gleitende Übergänge zwischen der Gewässersohle und den angrenzenden Uferbereichen besitzen, ändert sich mit einer zunehmenden Wassertiefe in der Regel auch die Fließbreite.

Mit einem Abflussanstieg bzw. –Rückgang ändert sich die Fließgeschwindigkeit meist an jedem beliebigen Ort innerhalb des Gewässers. Bei punktuellen Messungen mit dem Flügelradmessgerät nahm die mittlere Fließgeschwindigkeit an von Äschenbrut bei Q_{min} genutzten Standorten mit durchschnittlich 12 cm/s auf 87 cm/s während Q_{max} zu. Die durchschnittliche Wassertiefe stieg von ca. 10 cm auf teilweise bis zu 100 cm an. Während Q_{max} waren an diesen Punkten keine Brütlinge nachweisbar.

Aufgrund der hohen Strömungs- und Tiefenzunahme bei Q_{max} war es nicht möglich Strömungsgeschwindigkeiten an tiefen oder besonders schnell fließenden Stellen der

Litzauer Schleife zu messen. Daher kam ein iteratives Berechnungsmodell in Anlehnung an MANNING, GAUCKLER und STRICKLER (aus LECHER 2003) zum Einsatz. Die berechneten Werte sind keine Naturwerte, sondern lediglich demonstrative Anhaltswerte. Stärkere Abweichungen in natura sind möglich.

Aus den Berechnungen ergaben sich für einen typischen Äschenbrutstandort in Abhängigkeit vom Abfluss folgende Näherungswerte für die mittlere Fließgeschwindigkeit sowie die korrespondierende Fließbreite (Abb. 23):

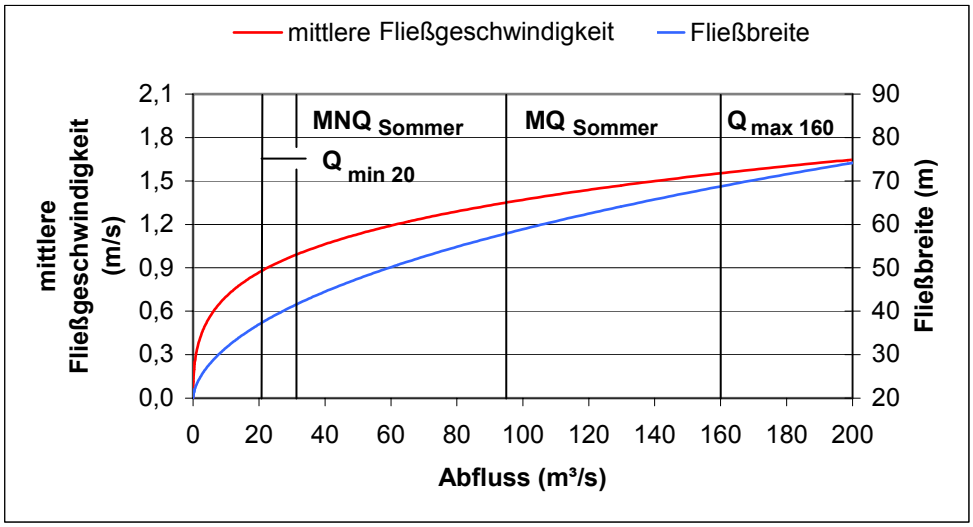


Abb. 23: In Abhängigkeit vom Abfluss errechnete mittlere Fließgeschwindigkeiten und Fließbreiten an einem Äschenbrutstandort mit Lage wichtiger sommerlicher Abflusskennwerte

Mit Beginn der Schwallphase steigt die mittlere Fließgeschwindigkeit stark an. Die mittlere Fließgeschwindigkeit gibt lediglich den Mittelwert aller Geschwindigkeiten über die gesamte Fließbreite an. Daher ist von wesentlich höheren Werten im Bereich der Tiefenrinne und niedrigeren Werten mit zunehmender Ufernähe auszugehen. Die Änderung der Wasserstände infolge des Schwellbetriebes verursacht das wechselhafte Benetzen der Uferbereiche.

Ein Wasseranstieg stellt für Fische normalerweise ein geringeres Problem dar, da hierbei die benetzte Fläche nicht reduziert sondern ausgeweitet wird. Allerdings besteht für Brut und Jungfische die Gefahr des Verdriftens durch eine starke Strömungszunahme.

Von ausschlaggebender Bedeutung für aquatische Organismen ist die Rückgangsgeschwindigkeit des Wassers bei einem Wechsel von einer Schwall- zu einer Sunkphase. Schnelle Rückgänge des Wasserspiegels kommen in Gewässern mit einer natürlichen Abflussdynamik nicht vor. Folglich sind die aquatischen Organismen an rasch zurückgehende Wasserstände nicht angepasst. Nach SALTVEIT et al. (2001) sollte ein Rückgangswert von 0,2 cm Wassertiefe pro Minute nicht überschritten werden, will man ein Stranden von Jungfischen vermeiden. Sinkt beispielsweise der Wasserspiegel binnen einer Stunde um 1,2 m, so entspricht dies einer Rückgangsrate von ca. 2 cm pro Minute. Selbst bei einem Absenkungszeitraum von 6 Stunden liegt die Wasserrückgangsrate bei Wasserspiegeldifferenzen über 0,7 m über dem kritischen Wert. Während der Brutphase der Äschen gingen hohe Schwallabflüsse mit Wasserspiegeldifferenzen von deutlich über einem Meter in der Regel binnen weniger als einer Stunde auf Q_{min} 20 zurück. Am Pegel Lechbruck konnten im Mai 2003 sogar abrupte Spiegelabsenkungen bis zu 1,3 m nachgewiesen werden. Entsprechend lag dort die Wasserrückgangsrate mit ca. 2,2 cm/min weit über der kritischen Grenze.

5.3.2 Verlust produktiver Flächen

Für die natürliche Produktivität eines Fließgewässers ist die Größe der produktiven Fläche ein limitierender Faktor. Dabei handelt es sich um das Areal, auf dem sich unter den jeweils vorherrschenden Lebensbedingungen lebensraumtypische Vernetzungen von Produzenten und Konsumenten einstellen können. Ohne Einfluss von Schwellbetrieb ergäbe sich im Untersuchungsgebiet eine Produktionsfläche, die in etwa derjenigen Fläche entspricht, die bei ca. 2/3 des MQ_{Sommer} bespannt wäre. Dieser Abfluss wird während der sommerlichen Produktionsphase in der Regel nicht wesentlich unterschritten und liegt bei ca. 60 m³/s. Abflussrückgänge ereignen sich von Natur aus so langsam, dass die Organismen der rückweichenden Uferlinie problemlos folgen können. Ein Wasseranstieg hat mit Ausnahme von extremen Hochwasserereignissen keine Reduzierung sondern lediglich eine Verschiebung der produktiven Fläche zur Folge, in den weiteren Ausuferungsbereichen setzt allerdings erst nach einer länger anhaltenden Bespannung eine nennenswerte Produktivität ein.

Aufgrund des Schwellbetriebs an der Litzauer Schleife finden dort unnatürlich rasche Veränderungen der bespannten Flächen statt; dabei wird die theoretische Produktionsfläche so schnell hin und her verschoben, dass erhebliche Anteile davon ihre Funktionsfähigkeit verlieren. Ein überschlagsmäßiger Vergleich anhand der Luftbilder erbrachte gegenüber der theoretischen Produktionsfläche in Abhängigkeit von der jeweiligen Gewässermorphologie Flächenverluste zwischen 15 und 60 %.

Zudem geht die Produktivität in den verbleibenden Produktionsarealen deutlich zurück.

5.4 Makrozoobenthos

Der Fischbestand eines Gewässers richtet sich u.a. wesentlich nach der verfügbaren Nahrung. Dabei spielen in der Äschenregion bodenbewohnende wirbellose Kleinlebewesen, das so genannte Makrozoobenthos, eine überaus wichtige Rolle. Gerade für Jungfische bilden kleinere Invertebraten den Hauptbestandteil der aufgenommenen Nahrung. Aber auch adulte Fische, mit Ausnahme der rein piscivoren (= fischfressend) Spezies, sind großenteils auf die Aufnahme dieser Nahrung spezialisiert.

Die Untersuchungen ergaben unnatürlich geringe Biomassen des Makrozoobenthos sowohl in den Wasserwechselzonen wie auch den verbliebenen Produktionsflächen (Abb. 24). Bei den Untersuchungen der Wasserwechselzonen wurden in den Proben überwiegend nur vereinzelt Individuen gefunden. Erst im Übergangsbereich zu Q_{min} konnte ein leichter Anstieg der Biomasse verzeichnet werden.

Der Hauptteil der Biomasse wurde im permanent benetzten Bereich bei Q_{min20} nachgewiesen. Dabei lag das Maximum mit durchschnittlich 42,7 kg/ha bei einer Höhe von rund 0,4 m über Null. Das entsprach einer Wassertiefe von 0,5 m bei Q_{min20}. Mit zunehmender Nähe zur Tiefenrinne wurde erneut eine starke Abnahme der Biomasse bis auf 22,9 kg/ha bei 0,1 m über Null verzeichnet. In größeren Tiefen war der Einsatz des Gerätes zur Probenentnahme (Surber Sampler) nicht mehr möglich.

Die durchschnittliche festgestellte Makrozoobenthos-Biomasse betrug im Bereich des permanent benetzten Gerinnes (ohne Einbezug des Übergangsbereiches zu Q_{min20}) 26,2 kg/ha. Das ergab gegenüber der Wasserwechselzone die 19,7-fache Menge. Selbst in Bezug auf das permanent benetzte Gerinne errechnete sich für die Bonität (B) des Fließgewässers nach HUET (1954) anhand der mittleren Biomasse nur ein Wert von 1 (Kategorie: „ärmste Gewässer“).

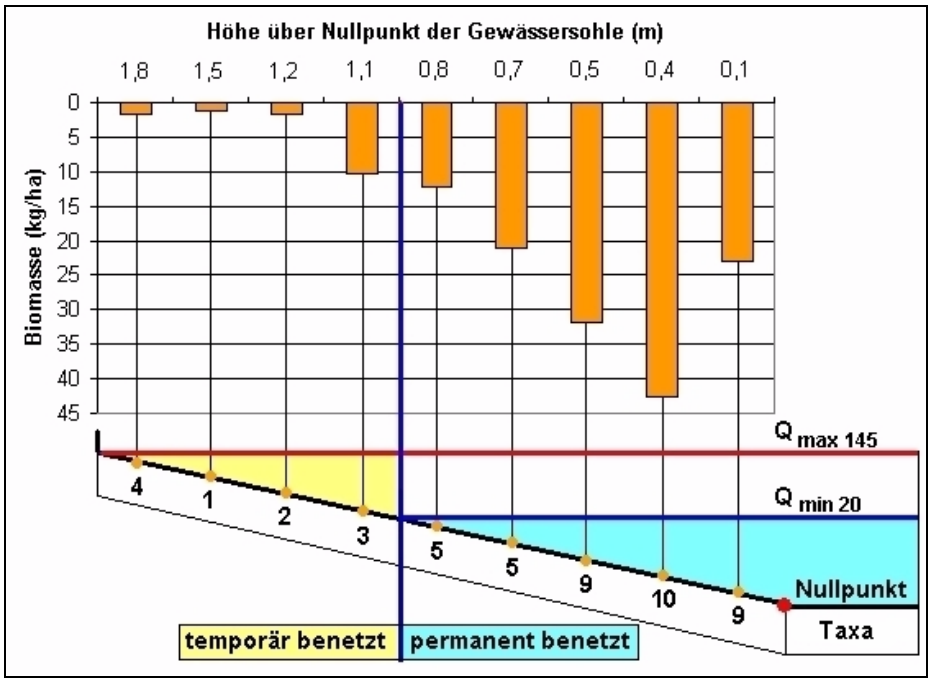


Abb. 24: Verteilung von Makrozoobenthos im Gewässerquerschnitt bezüglich Biomasse und durchschnittlich festgestellter Taxazahl

Bei der Bestimmung des Makrozoobenthos konnten insgesamt sieben verschiedene Ordnungen mit 17 unterschiedlichen Gattungen festgestellt werden (Tab. 4). Die Zahlen in der Wasserwechselzone waren verglichen zum permanent benetzten Bereich deutlich geringer. Hier dominierten vor allem Würmer und Schnecken. Andere Ordnungen wie Stein- oder Eintagsfliegenlarven waren häufig nur in Einzelexemplaren vertreten, was eine vorangegangene Verdriftung (bei Q_{max}) dieser Tiere nahe legt. Allerdings war ein leichter Anstieg der Taxa-Zahl in Richtung des ständig bespannten Bereiches festzustellen.

5.5 Fischbestand

Fische sind gute Indikatororganismen für die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers. Daher wurden sie im Rahmen dieser Arbeit als wesentlicher Bestandteil zur Feststellung gewässerökologischer Beeinträchtigungen durch den Schwellbetrieb behandelt.

Insgesamt wurden bei allen vier Elektrobefischungen an der Litzauer Schleife 304 Fische gefangen. Dabei konnten acht verschiedenen Arten festgestellt werden. Darunter befanden sich auch einige Rote-Liste- sowie FFH-Arten, die in der nachfolgenden Tabelle 3 aufgeführt sind.

Tab. 3: Liste der bei den Elektrobefischungen an der Litzauer Schleife festgestellten Rote-Liste- und FFH-Arten, Stand 7/2002

Fischart	Gefährdungsstufe gem. Roter Liste	FFH-Art gem. Anhang II u. V FFH-RL
Äsche	2	ja
Huchen	3	ja
Bachforelle	V	-
Mühlkoppe	V	ja
Aal*	3	-

0 = ausgestorben oder verschollen
1 = vom Aussterben bedroht
2 = Stark gefährdet
3 = gefährdet
V = Art der Vorwarnliste, Gefährdung innerhalb der nächsten Jahre zu befürchten
* = kein typischer Vertreter der Äschenregion

Mit 139 Individuen entfielen 45,7 % aller gefangenen Tiere auf die zwei umfangreicheren Befischungen mit dem Boot. Die Biomasse des Gesamtfangs belief sich im Juli auf 35,8 kg, im November auf 31,8 kg. Bezogen auf den befischten Korridor und die Länge der Befischungsstrecken ergab sich im Sommer eine Fangmasse von 12,0 kg pro Hektar befischter Fläche, im Herbst ging die Zahl auf 6,6 kg/ha zurück. An beiden Terminen dominierte zahlenmäßig eindeutig die Äsche mit durchschnittlich 52,1 %. Sie wurde gefolgt von der Koppe mit 33,8 %, die allerdings mit der Methodik der Elektrobefischung nur schwierig zu fangen ist und folglich im Gesamtfang stark unterrepräsentiert war (Abb. 25). Zahlenmäßig dürfte ihr Bestand weit über dem der Äsche liegen. Rang drei belegte die Regenbogenforelle mit 4,2 %. Alle anderen Arten waren nur in relativ geringen Stückzahlen vertreten. Hecht und Aal wurden jeweils nur als Einzelexemplare gefangen. Diese sind keine typischen Vertreter für die Äschenregion, können dort aber bisweilen vorkommen.

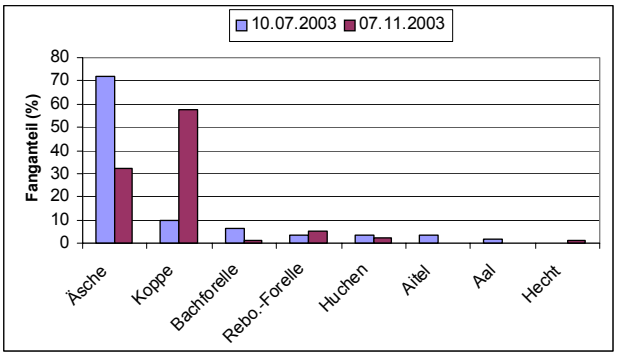


Abb. 25: Stückbezogene Fangzusammensetzung der Elektrobefischungen

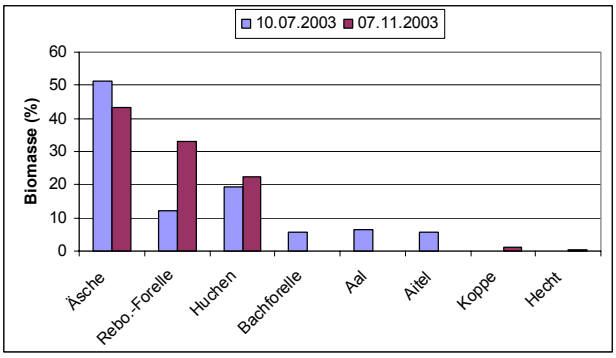


Abb. 26: Prozentuale Verteilung der gefangenen Fischbiomasse

Anhand der Befischungen ergab sich für die Artendiversität ein durchschnittlicher Simpson-Index D von 0,51, was ein Anzeichen für eine vergleichsweise geringe Diversität des Fischbestandes ist. Aus einer Befischung vom 02.04.2003 im Rahmen anderer Untersuchungen an einer damals (bis Herbst 2003) von Schwellbetrieb weitgehend unbeeinflussten Strecke des „Alten Lechs“ bei Kinsau ergab sich ein Index von 0,68. Im Unterschied zur Litzauer Schleife wurden dort die beiden Arten Barbe sowie Rutte nachgewiesen.

Die Berechnung des Community Dominance Index (CDI) ergab ein durchschnittliches Ergebnis 85,9 %. In der Vergleichsstrecke am Alten Lech lag der CDI mit 68,7 % deutlich niedriger.

Im Untersuchungsgebiet war die Äsche bezüglich der Biomasse mit durchschnittlich 47,2 % gegenüber den anderen Arten ebenfalls klar dominierend (Abb. 26).

Den zweitgrößten Anteil an der Fischbiomasse nahm die Regenbogenforelle mit 22,5 % ein, gefolgt vom Huchen mit rund 20,9 %. Beides waren Arten mit einem hohen durchschnittlichen Fanggewicht.

5.5.1 Leitfischart Äsche

Bei den Untersuchungen kam der Äsche als Leitfischart eine zentrale Stellung zu. Ein wesentlicher Aspekt hierbei war unter anderem die Tatsache, dass ihr Bestand im Untersuchungsgebiet seit 1999 nicht mehr durch Besatzmaßnahmen vor Ort beeinflusst wird (SIEMENS, pers. Mitteilung). Somit sollte der Bestand an entsprechenden Altersklassen seither weitgehend aus natürlicher Reproduktion stammen. Aus diesem Grund konnten die Auswirkungen des Schwellbetriebes auf einen vorwiegend natürlichen Bestand beobachtet werden.

Die Äsche als typischer Vertreter des Hyporhithral war die mit Abstand am häufigsten gefangene Art. Insgesamt konnten bei der Sommerbefischung 44 Tiere vermessen werden, im Spätherbst waren es nur 25 Stück. Abb. 27 zeigt die Längenhäufigkeitsverteilungen zu den beiden Terminen.

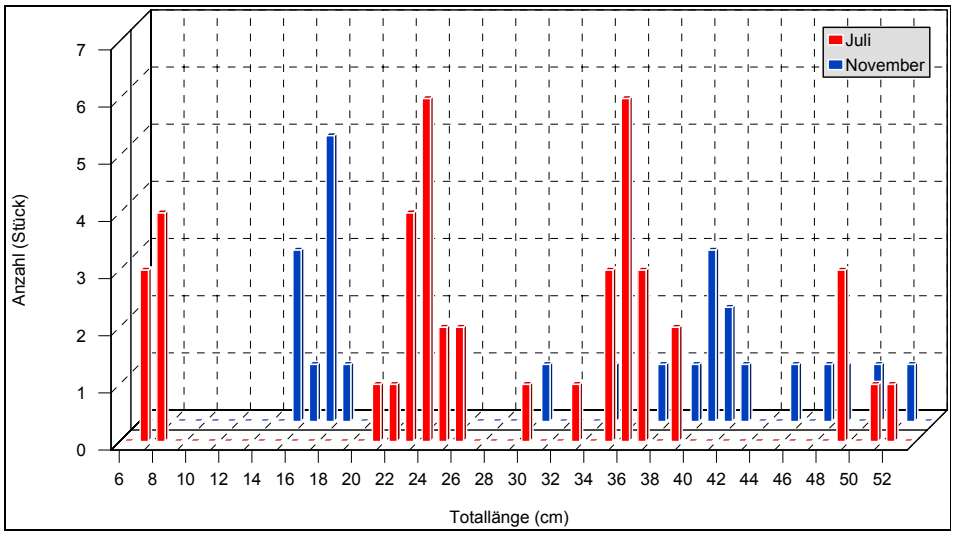


Abb. 27: Längenhäufigkeitsverteilungen der Äsche 2003

Obwohl im Herbst eine wesentlich längere Strecke befischt wurde, nahm der Fangzahl im Vergleich zum Sommer stark ab. Lag diese am 10.07.2003 noch bei 14,7 Äschen pro Hektar befischter Fläche, so ging die Zahl am 07.11.2003 auf 5,2 Tiere pro Hektar zurück. Die Tiere wiesen durchwegs eine gute Kondition auf, der Korpulenzfaktor lag im Mittel bei 1,15. Zur Alterseinteilung wurde ein Individuallängenbild angefertigt, anhand dessen Längenklassen einem entsprechenden Alter zugeordnet wurden. Abb. 28 zeigt die Einteilung für den Äschenfang vom 10.07.2003. Dabei konnte ein stark gestörter Altersaufbau festgestellt

werden. Besonders auffällig war das völlige Fehlen der dreijährigen Fische. Zudem waren die vorhandenen jüngeren Jahrgänge zahlenmäßig klar unterrepräsentiert, selbst wenn man eine sinkende Fangeffektivität mit abnehmender Individuengröße berücksichtigt.

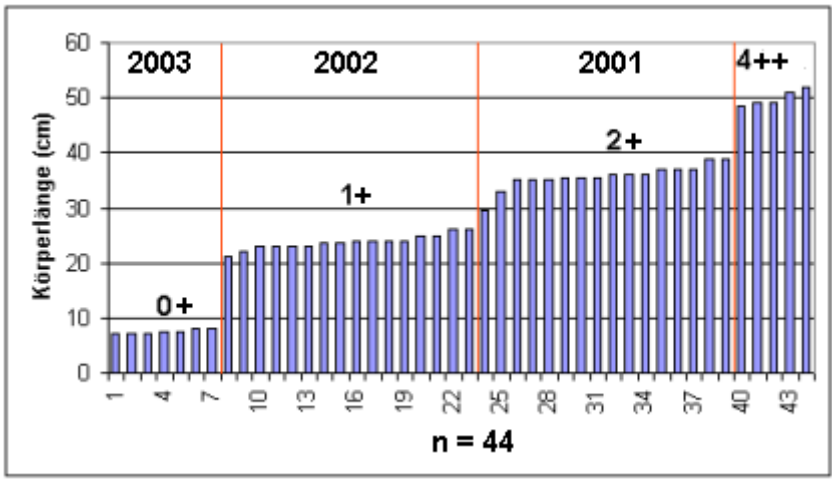


Abb. 28: Individuallängenbild gefangener Äschen vom 10.07.2003 mit Alterszuweisung in Jahren

Fasst man die Befischungsergebnisse beider Termine zusammen und betrachtet alle Individuen, die älter als Jahrgang 2003 sind, ergibt sich folgende durchschnittliche Altersverteilung:

Tab. 4: Durchschnittliche prozentuale Fanganteile der über einjährigen Äschen

Jahrgang	durchschnittlicher Fanganteil (%)
2002	31,6
2001	45,0
2000	6,7
1999 und davor	16,8

Nach Bertalanffy (aus WOOTTON, 1998) ergab sich für die Äschen an der Litzauer Schleife als Mittelwert aus beiden Befischungen folgende Wachstumskurve (Abb. 29):

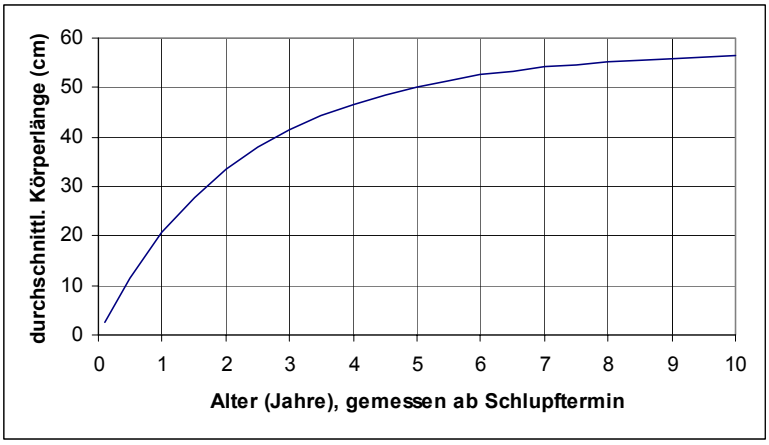


Abb. 29: Wachstumskurve nach Bertalanffy für Äschen der Litzauer Schleife

Die größten in der Litzauer Schleife nachgewiesenen Äschen waren mit einer Länge von 52 cm demnach ca. 5½ Jahre alt.

5.5.2 Weitere Fischarten

Insgesamt wurden bei allen Befischungen lediglich 6 **Bachforellen** nachgewiesen. Dabei reichten die Längen von 12,0-44,5 cm. Die Fische wiesen eine gute Kondition auf. Im Fang befand sich nur ein einziges Individuum des Jahrgangs 2003. Ein Fisch von 44,5 cm wies einen Korpulenzfaktor von 1,02 auf. Das Tier hatte eine Schnabelhiebverletzung.

Der Bestand an **Regenbogenforellen** in der Litzauer Schleife gründet im Wesentlichen auf Besatzmaßnahmen, die jährlich von Seiten der anliegenden Fischereivereine durchgeführt werden. Bei den Elektrobefischungen konnten insgesamt 6 Regenbogenforellen gefangen werden. Die Größen reichten von 48-60 cm. Es errechneten sich Korpulenzfaktoren von durchschnittlich 1,30. Die Fische befanden sich entsprechend in einer sehr guten Kondition. Trotz der geringen Individuenzahlen stellten sie den zweitgrößten Anteil der gefangenen Biomasse dar. Eine jahreszeitlich bedingte Migration zwischen der Fließstrecke und dem anschließenden Staubereich ist möglich.

Der **Huchen** ist an der Litzauer Schleife unter den Fischen als Hauptprädator einzustufen. Zwar konnten insgesamt nur 4 Individuen gefangen werden, mit jeweils rund 20 % bildeten sie jedoch hinsichtlich der gefangenen Fischbiomasse die drittstärkste Fraktion. Das Längenspektrum reichte von 45 bis 85 cm. Allerdings beherbergt die Litzauer Schleife weitaus größere Huchen. Individuen von weit über 1 m sind durch Fänge von Anglern belegt. Die Korpulenzfaktoren lagen bei rund 0,98. Ein Fisch von 78 cm Länge wies leichte Schnabelhiebverletzungen auf. Mitte Juni konnte auch Brut von Huchen nachgewiesen werden. Im Bereich der Litzauer Schleife werden nur größere Tiere besetzt (SIEMENS, pers. Mitteilung), so dass von einer erfolgreichen Reproduktion der adulten Tiere auszugehen ist.

Während der Untersuchungen vor Ort fiel öfters auf, dass die Huchen mit rückläufigem Wasser nach einer Schwallphase verstärkt zu rauben begannen. Der Höhepunkt dieser Aktivität lag meist kurz vor bis einige Zeit nach dem Erreichen des Sunkabflusses. Von Mitgliedern des Fischereivereins „Die Gesplißten“ e.V. wurden über mehrere Jahre Magenanalysen bei gefangenen Huchen gemacht. Diese ergaben einen nicht unerheblichen Anteil von Beutefischen, die für diese Fließstrecke untypisch sind, jedoch im oberhalb gelegenen Staubereich vorkommen. Darunter fielen Barsche, Zander, Aale und Rotaugen (SIEMENS, pers. Mitteilung).

Die **Mühlkoppe** war in der Litzauer Schleife bei den Elektrobefischungen zahlenmäßig die zweithäufigste Art. Allerdings zeigt sie bei Elektrobefischungen im Gegensatz zu Salmoniden oder Cypriniden eine weitaus geringere Galvanotaxis (DENZER 1956). Bedingt durch eine dem Gewässergrund angepasste Färbung und die geringe Größe werden betäubte Tiere in starker Strömung häufig rasch abgedriftet oder übersehen. Daher ist der Bestand an Mühlkoppen in der Litzauer Schleife vermutlich als weitaus höher einzuschätzen. Sie dürfte bezogen auf die Individuenzahl die häufigste Fischart darstellen. Im Gegensatz zu Salmoniden oder Cypriniden ist die Koppe in allen Lebensstadien speleophil. Das heißt sie bewohnt vorzugsweise Höhlen und Ritzen in einem ausreichend rauen Sohlsubstrat. Bei sämtlichen Befischungen im Untersuchungsgebiet war sie die einzige Vertreterin der Kleinfischarten. Aus gewässerökologischer Sicht spielt diese Art mit großer Sicherheit eine wichtige Rolle als Nahrung für größere Forellen und Huchen. Mühlkoppen werden nicht besetzt. Man kann von einem sich selbst erhaltenden Bestand ausgehen. Besonders auffallend war, dass die meisten aller gestrandeten oder in Fischfallen eingeschlossenen Fische dieser Art angehörten.

Der **Aitel** war unter allen an der Litzauer Schleife gefangenen Fischarten der einzige Vertreter der Cypriniden. Es konnten nur 2 Individuen bei den Elektrobefischungen am 10.07.2003 vom Boot aus gefangen werden. Während der Untersuchungen vor Ort wurden jedoch in einem weitläufigen Altwasser stets größere Gruppen von bis zu 100 Tieren verschiedener Längenklassen beobachtet. Wahrscheinlich flüchteten die Fische in den tiefen, angeschlossenen Altwasserbereich, der aufgrund des starken Pflanzenbewuchses mit dem Boot bei Q_{min} nicht mehr erreichbar war. Im Hauptstrom wurde bei den Befischungen kein einziger Fisch dieser Art gefangen. Aitel werden nicht besetzt; folglich ist von einer natürlichen Aufrechterhaltung des Bestandes auszugehen.

Bei den Befischungen in der Litzauer Schleife wurde ein einziger **Aal** mit einer Länge von 99 cm und einem Gewicht von 2260 g gefangen. Aale sind keine typischen Vertreter der Äschenregion, können dort aber infolge von Besatz oder Einwanderung über andere Gewässersysteme gelegentlich vorkommen. Es kann von einem unbedeutenden Bestand ausgegangen werden.

Im Herbst konnte bei einer Elektrobefischung ein einziger **Hecht** von 21 cm Länge festgestellt werden. Des Weiteren waren während der Untersuchung der Cyprinidenbrut in einem Altwasser stets mehrere kleine Hechte von 5-12 cm Länge präsent. Allerdings ist davon auszugehen, dass die Tiere mit hoher Wahrscheinlichkeit aus einem der oberhalb gelegenen Staubereiche, die einen guten Hechtbestand beherbergen, in die Fließstrecke verdriftet wurden. In der Fließstrecke der Litzauer Schleife gehört der Hecht nicht zu den bestandsbildenden Arten.

Während der Untersuchungen vor Ort konnten einige Fischarten beobachtet werden, die nicht bei den Elektrobefischungen erfasst wurden. Weitere sind durch Fänge mit der Angel belegt.

Am 17.06.2003 wurde bei Wasserrückgang ein Schwarm von ca. 25 **Flussbarschen** mit ca. 5-15 cm Länge in einem angeschlossenen Altwasser beobachtet. Zwei der Tiere strandeten im Verlauf des Wasserrückgangs, sie wiesen Längen von 6,4 und 5,8 cm auf. Barsche und andere Stauseebewohner, die sich im Öffnungsbereich der Turbinen aufhalten, werden bei anlaufendem Schwellbetrieb regelmäßig ins Unterwasser der Stufe 4 verfrachtet. Ein fester Bestand in der Litzauer Schleife ist unwahrscheinlich.

Im Sommer 2003 wurde bei den Untersuchungen vor Ort ein kleiner Schwarm adulter **Nasen** beobachtet. Nach der Roten Liste wird ihr Bestand als stark gefährdet eingestuft. Allerdings konnten weder bei den Befischungen noch bei den Jungfischanalysen Tiere dieser Fischart festgestellt werden. Genauere Aussagen zur Herkunft der Nasen konnten nicht in Erfahrung gebracht werden. Es ist allenfalls von einem unbedeutenden Bestand auszugehen.

Laut den Aussagen von Mitgliedern des ansässigen Fischereivereins „Die Gesplißten“ e.V. wurden in der Litzauer Schleife bis vor einigen Jahren sehr selten Barben gefangen. Dabei handelte es sich durchwegs um große Exemplare. Hinsichtlich der Laichplätze stellen sie ähnliche Ansprüche wie die Äsche, allerdings sind sowohl die Laichzeit als auch die Habitate der Brut verschieden. Laut Roter Liste ist ihr Bestand in Bayern gefährdet. Bei den Elektrobefischungen konnte keine einzige Barbe nachgewiesen werden. Auch die Analyse der Jungfischproben brachte kein Individuum dieser Art zu Tage. Es ist von einem äußerst geringen bis erloschenen Bestand der Barbe auszugehen.

5.5.3 Potentielle Fischarten

Aufgrund ihres strukturreichen Charakters wäre an der Litzauer Schleife ein weitaus breiteres Artenspektrum zu erwarten gewesen. Von den typischen Kleinfischarten der Äschenregion wie **Schneider, Elritze** oder **Schmerle** fehlte im untersuchten Bereich jede Spur. Auch größere Vertreter der Äschenregion (Hyporhithral) wie die **Barbe**, **Hasel**, **Nerfling** und **Rutte** waren im Untersuchungszeitraum nicht belegbar. Bei einer Befischung in der Vergleichsstrecke Kinsau konnten sowohl Barben wie Rutten nachgewiesen werden. All diese Fischarten waren vor dem Gewässerausbau als typische Bewohner des Lechs nachweisbar (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1984).

Eine Fangauflistung des Fischereivereins „Die Gesplißten“ e.V. aus dem Jahr 1938 belegt, dass im Bereich der Litzauer Schleife vor dem Lechausbau bezogen auf die Individuenzahl Aitel mit 44,4 % und Barben mit 26,7 % den Jahresfangang klar dominierten („DIE GESPLIßTEN“ 1938). Bezogen auf die gefangene Biomasse lag die Barbe mit 34,6 % (ca. 120 kg) vor dem Aitel mit 29,8 % (ca. 105 kg). Rang 3 belegte die Äsche mit 20,1 % Fang- und 12,0 % Biomasseanteil. Mit 15 Individuen war der Huchen nur mit 3,6 % vertreten, hinsichtlich der gefangenen Biomasse stellte er jedoch mit 17,6 % die drittstärkste Fraktion dar. Bereits vor den Ausbaumaßnahmen war die Fangzahl der Bachforellen eher gering. Sie

bildeten zahlenmäßig nur 4,0 % am Gesamtfang. Regenbogenforellen wurden nicht gefangen, auch ein Besatz mit dieser Fischart fand nicht statt.

Sämtliche Fische dieser Auflistung mit einem Gesamtgewicht von über 350 kg wurden von insgesamt nur 9 aktiven Anglern gefangen.

5.6 Spezielle Betrachtung von Brut- und Jungfischstandorten

Fischbrut und Jungfische stellen sehr hohe spezifische Ansprüche an ihre Aufwuchshabitate. Aufgrund ihrer geringen Größe und Schwimmleistung benötigen sie im Gegensatz zu den adulten Artgenossen ausgedehnte Flachbereiche mit wenig Strömung.

5.6.1 Habitatverteilung der Äschenbrut unter Schwellbetriebseinfluss

Während der Quantifizierung der Äschenbrut konnte an der Litzauer Schleife starker Schwellbetrieb registriert werden. Dabei wurde häufig der Abfluss nach einer länger anhaltenden Schwallphase, die bis in die Nacht andauerte, bei Dunkelheit sehr rasch bis in den Bereich von Q_{min20} zurückgefahren (Abb. 30).

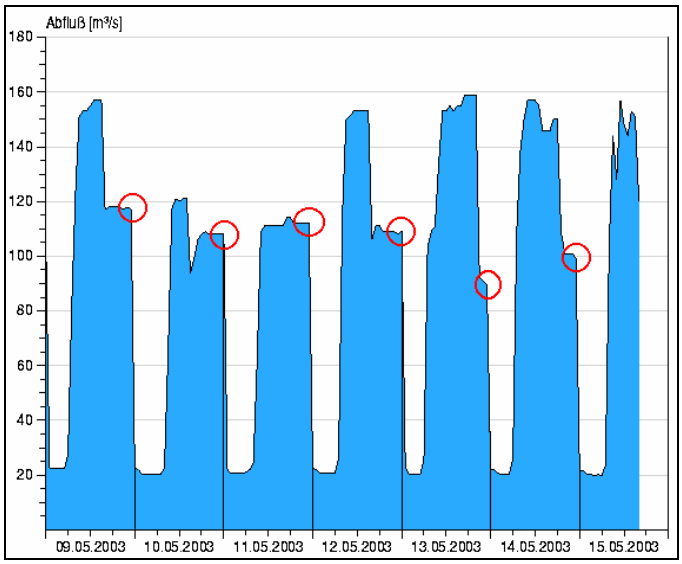
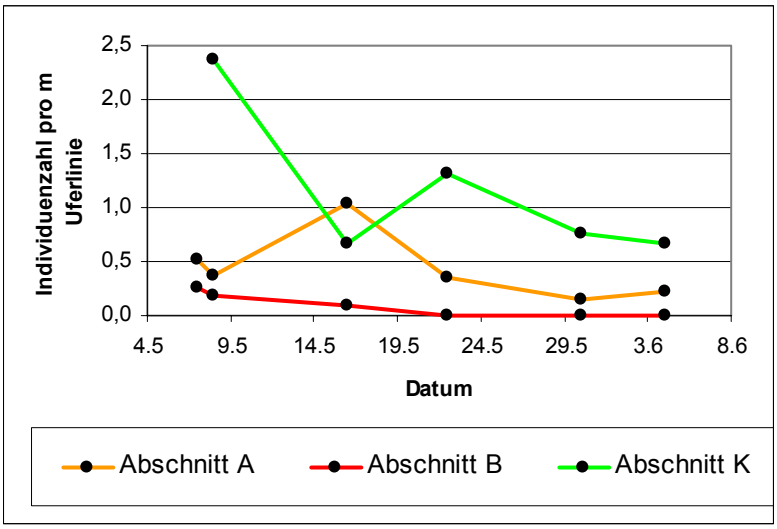


Abb. 30: Abflusssteuerung während der Brutphase der Äschen im Untersuchungsgebiet, Abflussrückgang bei Dunkelheit rot markiert

Zur Quantifizierung des Brutaufkommens von Äschen wurden die Tiere optisch erfasst und zahlenmäßig auf die bekannte Uferlänge umgerechnet. Bei den Abschnitten A und K waren



jeweils 2 Maxima feststellbar (Abb. 31).

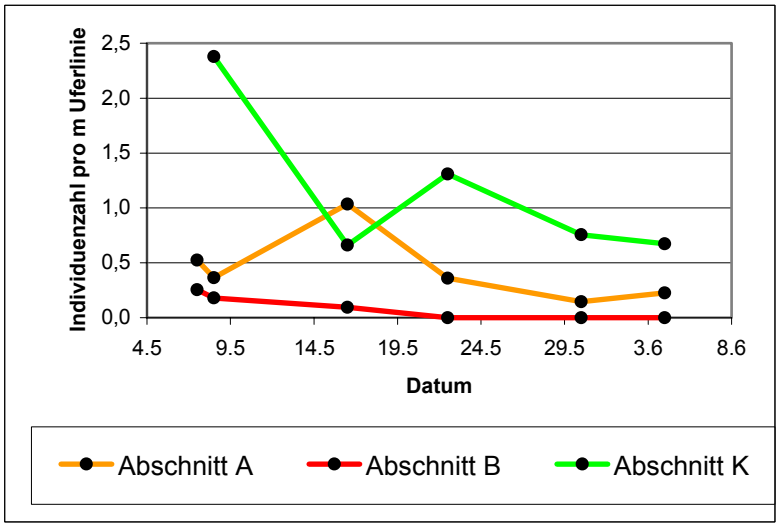


Abb. 31: Vergleich des Äschenbrutaufkommens an den Abschnitten A,B und K

Bei A fiel die Individuenzahl kurz nach Untersuchungsbeginn leicht ab, stieg bis Mitte Mai jedoch erneut an. Die Verteilung bei K sah dieser sehr ähnlich. An jedem der beiden Abschnitte konnten nach dem jeweils zweiten Maximum zwei verschiedene Größengruppen bei der Äschenbrut festgestellt werden. Vermutlich stammten die unterschiedlichen Größen von zwei verschiedenen Schlupfterminen. Da an Abschnitt A und B wahrscheinlich nur das Ende des ersten Schlupfmaximums erfasst werden konnte, wurde zur Berechnung der Verlustrate das jeweils zweite Maximum verwendet.

Vergleicht man die festgestellten Individuenzahlen pro m Uferlinie der Abschnitte A, B und K, fallen erhebliche Unterschiede auf. An Abschnitt A konnte trotz einer nur mäßigen strukturellen Habitateignung im gesamten Untersuchungszeitraum Brut gezählt werden. Die Verlustrate gegenüber dem Anfangsbestand (2. Maximum) belief sich gegen Ende der Brutuntersuchung auf 78 %. In dem strukturell am besten geeigneten Abschnitt B waren von Anfang an wesentlich geringere Individuenzahlen feststellbar. Bereits ab dem 22.05. waren keine Brütlinge mehr nachweisbar. Folglich lag die Verlustrate dort bei 100 %. Dagegen zeigte der von allen drei Standorten in seiner Struktur am schlechtesten geeignete, von Schwellbetrieb jedoch unbeeinflusste Abschnitt K die höchsten Individuenzahlen. Mit 49 % wies Abschnitt K die geringste Verlustrate auf.

Der größte Anteil der Brut in Abschnitt A hielt sich während Q_{max160} konzentriert an nur wenigen Uferbereichen auf und zwar speziell in den eher selten vorhandenen strömungsberuhigten Zonen. Teilweise wurden dort mehr als 50 Individuen auf engem Raum gezählt. Offensichtlich dienen strömungsmindernde Strukturen wie z.B. tief unterspülte Totholzansammlungen (Abb. 32) als Refugialraum für die Äschen während Q_{max}. An Abschnitt B waren, wie Abb. 33 zeigt, derartige Grobstrukturen im Uferbereich nicht vorhanden.

Abb. 32: Strömungsberuhigende Totholzstruktur als Refugialraum für Äschenbrut an Abschnitt A

Abb. 33: Luftaufnahme eines Teilbereiches von Abschnitt B ohne vergleichbare strömungsberuhigende Grobstrukturen

Bei Untersuchungen eines temporär angeschlossenen Altwassers, in dem unter normalen Lebensbedingungen nicht mit dem Vorkommen von Äschenbrut zu rechnen gewesen wäre, waren ebenfalls Brütlinge zu finden. Daher wurde das Nebengewässer nach gleicher Methodik mitbearbeitet. Im Laufe der Untersuchungen konnten dort wesentlich höhere Individuendichten, verglichen zu den Standorten im Hauptgewässer, festgestellt werden (Abb. 34). Das Altwasser war während Abflüssen von weniger als ca. 100 m³/s vom Hauptstrom abgetrennt. Folglich war es aquatischen Organismen nur möglich, bei höheren Abflüssen in das bzw. aus dem Teilgewässer zu gelangen. Aufgrund der Morphologie des Altwassers kam es zu keinen nennenswerten Breitenschwankungen. Die Gefahr des Trockenfallens oder des Verdriftens waren in diesem Bereich für die Brut somit von untergeordneter Bedeutung.

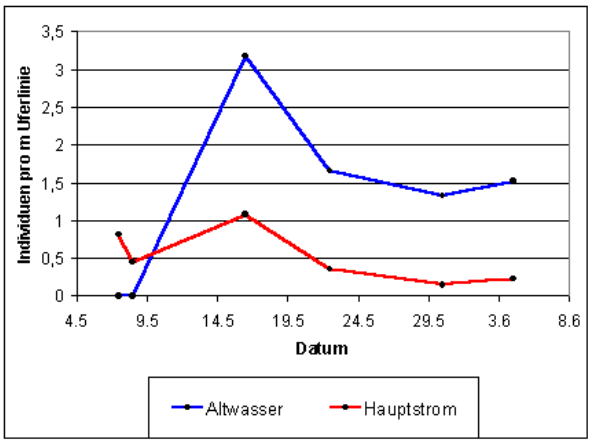


Abb. 34: Vergleich von Individuenzahlen bei Äschenbrut in einem Altwasser und dem Durchschnitt im Hauptstrom

Abb. 35: Äschenbrut in einem temporär angeschlossenen Altwasser

Die Ufer wiesen durch Pflanzenbewuchs ausreichend Deckung für die Äschenbrut auf (Abb. 35). Offensichtlich waren die Bedingungen im Altwasser, das normalerweise nicht zu den typischen Brutstandorten der Äsche zählt, wesentlich vorteilhafter als an den eigentlich typischen Habitaten.

5.6.2 Habitatverteilung juveniler Äschen

Mit Vollendung der Brutphase ab einer Körperlänge von 3-4 cm wandern Äschen zusehends in die tiefer gelegenen Juvenilhabitate ab. Diese zeichnen sich durch größere Wassertiefen und höhere Strömungsgeschwindigkeiten aus. EBEL (2000) gibt für Äschen zwischen 10 und 15 cm Länge charakteristische Wassertiefen von 0,4-0,8 m sowie Strömungsgeschwindigkeiten von 0,1-0,6 m/s an. Solche Bedingungen finden sich häufig unweit der Bruthabitate an flach auslaufenden Gleithängen mit geeignetem Kiessubstrat. Zur Erfassung der juvenilen Äschen wurden am 16.09 und 26.11. 2003 zwei habitatbezogene Elektrobefischungen an Abschnitt A und B durchgeführt, deren Ergebnisse die nachfolgende Tab. 5 zeigt:

Tab. 5: Ergebnisse der habitatspezifischen Elektrobefischungen für einsömmerige Äschen

Datum	Längen (cm)	Individuen pro m Uferlinie	
		Abschnitt A	Abschnitt B
16.09.2003	13,5-17	0,05	0,2
26.11.2003	15-17,5	0,003	0,003

An Abschnitt A konnten im September lediglich 10, an Abschnitt B 60 Individuen festgestellt werden. Die Äschen wiesen eine mittlere Länge von 15,3 cm auf und konnten ab einer Wassertiefe von rund 0,3 m bis etwa an den Rand der Tiefenrinne gefangen werden.

Im Vergleich zu September konnten im November mit insgesamt 5 Individuen nur noch

7,1 % der Menge an 0+-Fischen erfasst werden. Sie wiesen eine mittlere Länge von 16,3 cm auf. Auffällig war, dass die eigentlich typischen Standorte völlig verwaist waren. Die wenigen vorhandenen 0+-Äschen wurden ausschließlich an potenziellen Standorten adulter Äschen angetroffen, und zwar jeweils im Strömungsschatten großer, natürlicher Felsblöcke, die sich inmitten der Tiefenrinne befanden. Derartige Grobstrukturen gab es in der Befischungsstrecke jedoch nur vereinzelt.

Zwei größere Äschen mit 31,5 und 37 cm, die Ende November ebenfalls gefangen wurden, wiesen Schnabelhiebverletzungen auf. Von Mitgliedern des ansässigen Fischereivereins wurde berichtet, dass kurz zuvor ein starker Kormoraneinfall an der Litzauer Schleife stattgefunden hat.

Bei Befischungen während Q_{max} konnte an beiden Abschnitten am selben Tag kein einziger Fisch gefangen oder sichtbar im elektrischen Feld betäubt werden.

5.6.3 Habitatverluste für Cyprinidenbrut

Für die überwiegend stagnophile Brut der Cypriniden spielen im Unterschied zu den Salmoniden strömungsberuhigte Zonen wie Totwasserbereiche und Altwasser als Aufwuchshabitat eine wichtige Rolle. Dort halten sich die zunächst wesentlich kleineren Brütlinge bevorzugt in Flachbereichen mit ausreichend Deckung, wie z.B. Röhrichtbeständen, auf. Ein wesentlicher Aspekt für die Wahl dieses Habitattyps ist die schnellere und stärkere Erwärmung des Wassers im Vergleich zum Hauptstrom. Dadurch und durch die höhere Verweildauer des Wassers innerhalb dieser Strukturen ist eine höhere Produktion von Phyto- und Zooplankton möglich, auf welches die Brut als Nahrung angewiesen ist.

Die Vermessungen in Abschnitt C (Abb. 54) ergaben eine Gesamtwasserfläche von rund 9.000 m² bei Q_{max160}. Bei einem Rückgang auf Q_{min20} fielen verteilt auf mehrere Areale

insgesamt 5.300 m² trocken. Somit verblieb eine Wasserfläche von ca. 3.700 m² bei Q_{min20}. Besonders berücksichtigt wurden bei den Vermessungen auch die Röhrichtbestände im Uferbereich, da diese für die Brut als Schutz- und Versteckhabitat eine wichtige Rolle spielen. Mit ca. 1.100 m² wurde ein Großteil dieser Refugialräume regelmäßig der Brut entzogen. Aus den Flächenverhältnissen von Q_{min20} zu Q_{max160} ergab sich eine Flächenänderung von ca. 60 %.

Da bei den Flächenberechnungen Q_{min20} zu Grunde lag, ist bei Q_{min10} von einer Ausweitung der trocken fallenden Areale in Abschnitt C auszugehen.

Die Wassertemperatur in Abschnitt C während der Brutphase unterschied sich nur geringfügig von der Temperatur im Hauptgewässer, da mit jeder Schwallphase ein starker Wassereinstrom stattfand. Eine länger anhaltende Erwärmung konnte nicht festgestellt werden.

6. Diskussion

Ziel dieses Projekts war es zu untersuchen, wie sich der Kraftwerksschwellbetrieb in gewässerökologischer Hinsicht auf eine freie „naturnahe“ Fließstrecke auswirkt. Hierfür wurde das Naturschutzgebiet „Litzauer Schleife“ am Lech ausgewählt, da dort ein intensiver Schwellbetrieb gefahren wird und Abflussschwankungen in Form von amtlichen Pegelmessreihen gut dokumentiert sind. Strukturell kommt der untersuchte Lechabschnitt dem ursprünglichen Zustand des Flusses auf bayerischer Seite am nächsten. Er beherbergt noch einige für den ursprünglichen Lech typische Flussfischarten wie Äsche, Huchen oder Mühlkoppe, die in ihrem Bestand nach bundes- wie bayernweiten Maßstäben als gefährdet einzustufen sind. Der Äschenbestand rekrutierte sich im Unterschied zu vielen anderen Gewässerstrecken vorwiegend aus natürlicher Reproduktion, da seit 1999 kein Äschenbesatz mehr getätigt wird. Nicht zuletzt kommt der Litzauer Schleife eine hohe Bedeutung als Naturerbe zu, das gerade auch im Hinblick auf die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) vor schadhaften Einflüssen jeglicher Art soweit wie möglich zu bewahren ist.

6.1 Sichtbare Auswirkungen

Durch die Untersuchungen konnten eindeutig nachteilige Auswirkungen des Schwellbetriebs auf das Gewässersystem nachgewiesen und dokumentiert werden. Weite, ökologisch bedeutsame Flächen werden durch starke Abflussschwankungen in immer wiederkehrenden Intervallen trockengelegt. Von BROOKER (1981) werden solche Bereiche auch als „tidal zones“ bezeichnet. Allerdings sollte dieser Begriff nicht gleichbedeutend mit einem völlig anderen Ökosystem, bei dem sich die Fauna innerhalb sehr langer Zeiträume an natürliche Gezeiten anpassen konnte, interpretiert werden. Von Tiden, die einer natürlichen und relativ gleichmäßigen Dynamik unterliegen, kann bei einer unnatürlich raschen anthropogenen Abflusssteuerung nach ökonomischen Aspekten keine Rede sein. Die generierten Wasserwechselzonen stellen in der Regel Verödungszonen dar, auf denen sich nur wenige aquatische Organismen behaupten können (FISHER & LAVOY 1972, MORITZ et al. 1999, ARGE LIMNOLOGIE 2001).

Im Sommer unterliegen die nur zeitweise benetzten Flächen einer starken Austrocknung, besonders wenn über mehrere Tage Q_{min} gefahren wird. Dies ist regelmäßig an Wochenenden der Fall. Im Winter kann bei niedrigen Temperaturen die oberste Schicht des Bodensubstrates bis in das darunter liegende Lückensystem gefrieren, so dass das Kieslückensystem vom Außenbereich abgeschnitten wird. Darüber hinaus unterliegt die periodisch benetzte Gewässersohle infolge Frostaufbruchs einer erhöhten Erosion.

Im Bereich der künstlich erzeugten Wasserwechselzonen dürfte ein Großteil der noch im Interstitial befindlichen Organismen absterben, da die auftretenden Effekte nahezu identisch mit dem „Austrocknen“ bzw. „Ausfrieren“ sind, welche von SCHÄPERCLAUS & LUKOWICZ (1998) zur natürlichen Desinfektion von Fischteichen vorgeschlagen werden. Der überwiegende Anteil unserer Fließgewässerbewohner in Mitteleuropa ist an solch extreme Verhältnisse nicht angepasst.

Auch Nebengewässer sind von den Auswirkungen des Schwellbetriebs betroffen. Normalerweise temporär angebundene Altwasser werden bei ausreichend hohem Q_{max} regelmäßig an das Hauptgewässer angeschlossen, bei Q_{min} erneut abgetrennt. Somit entsteht ein Hybridcharakter, der vermutlich negative Auswirkungen auf Organismen zeigt, welche an das Leben in temporär angeschlossenen Nebengewässern angepasst sind. In permanent angeschlossenen Altwassern korrespondiert der Wasserspiegel mit dem des Hauptgewässers. Somit treten dort mitunter erhebliche Veränderungen der Wasserfläche auf.

Die Flächenänderungen sind weitgehend von der Gewässermorphologie und dem Schwall/Sunk-Verhältnis abhängig. Dabei sind vor allem die flachen Uferbereiche am

stärksten von den Fließbreitenschwankungen betroffen. Im Untersuchungsgebiet konnten je nach Beschaffenheit des betrachteten Abschnittes Flächenveränderungen zwischen 10 und 50 % festgestellt werden.

In Hinblick auf die starke Querverbauung innerhalb des Lechs ist eine längsgerichtete Durchwanderbarkeit für aquatische Organismen häufig nicht mehr möglich. Daher kommt der vertikalen Vernetzung mit Nebengewässern ein erhöhter Stellenwert zu, um den Tieren wenigstens dort die Nutzung anderer Lebensräume zu ermöglichen. Durch die alternierenden Wasserstände infolge des Schwellbetriebs verschlechtert sich jedoch häufig die Anbindung einmündender Nebengewässer. Folglich ist von einer eingeschränkten Nutzbarkeit dieser Habitate auszugehen.

Die Gefahr des Strandens oder des Einschlusses in Fischfallen als Folge von raschem Wasserrückgang erhöht die Mortalität vor allem bei schwimmschwachen Fischarten und –Stadien erheblich.

6.2 Wechselseitiger Bezug zwischen Abflusssteuerung und ökonomischen Rahmenbedingungen der Stromerzeugung

Durch den Schwellbetrieb wird die Abflussdynamik eines Gewässers nachhaltig verändert. Im Bereich der Litzauer Schleife liegt Q_{min} deutlich unter den normalerweise typischen MQ- und MNQ-Werten. Besonders im Winter wird das sonst charakteristische Abflussgeschehen auf den Kopf gestellt. In dieser Jahreszeit herrscht unter natürlichen Bedingungen eine Niedrigwasserphase, da Niederschläge im Einzugsgebiet in Form von Schnee und Eis zurückgehalten werden. Durch den Schwellbetrieb werden die MNQ-Werte regelmäßig unterschritten und die MHQ-Werte dagegen sehr häufig überschritten. Somit kommt es zur Erzeugung einer künstlichen Hochwassersituation mit einer unmittelbar daran anschließenden extremen Niedrigwasserphase. Diese Steuerung wird oft bis zu zweimal täglich praktiziert. Fische und andere aquatische Organismen suchen in der kalten Jahreszeit häufig Ruhehabitate auf, da durch die niedrigen Wassertemperaturen die Stoffwechselleistung stark zurückgeht. Vermutlich werden diese Tiere aufgrund der völlig unnatürlichen Abflusssteuerung in ihrer Ruhephase gestört und somit einer zusätzlichen energetischen Belastung ausgesetzt. Daher sind wahrscheinlich Fische mit geringeren Energiereserven, vor allem Jungfische, einer erhöhten Mortalität ausgesetzt.

Durch die jahreszeitlich unterschiedlichen Mindestabflussmengen ergab sich für den Sommer ein maximales Schwall-/Sunk-Verhältnis von 8:1, für den Winter von 16:1. JUNGWIRTH et al. (1992) fanden bei ihren Untersuchungen eine Korrelation zwischen der Abnahme der Gesamtfischbiomasse mit einem Anstieg des Schwall-/Sunk-Verhältnisses heraus. Bei den Untersuchungen in der Litzauer Schleife konnte ein stark beeinträchtigter Fischbestand festgestellt werden.

Stellt man die Abflusssteuerungen vor und nach dem Kraftwerksbetreiberwechsel (1995) gegenüber, konnte im Bezug zum Monat April, der typischen Äschenlaich- und Embryonalphase am Lech, eine Forcierung des Schwellbetriebes festgestellt werden. Der Q_{max} lag trotz eines jeweils ähnlichen Wasserdargebotes im Vergleich zu den Jahren vor 1995 deutlich höher. Auch eine häufigere Ausnutzung des im Bescheid festgesetzten Q_{min20} war festzustellen. Vor 1995 wurde wesentlich häufiger ein Q_{min} über 30 m³/s abgegeben, obwohl nur 20 m³/s behördlich vorgeschrieben waren.

Änderungen zeigten sich auch bei der Abflusssteuerung in Abhängigkeit von der verfügbaren Wassermenge. Vor 1995 wurde bei geringem Wasserangebot ein wesentlich „moderaterer“ Schwellbetrieb mit weitaus geringeren Schwallamplituden gefahren. Nach dem Betreiberwechsel waren deutlich höhere Abflussspitzen und somit ein weit höheres Schwall-/Sunk-Verhältnis auffällig. In Jahren mit hohem Wasserangebot, in welchen während der Vorjahre Laufbetrieb praktiziert wurde, war nun ebenfalls starker Schwellbetrieb auszumachen.

Der Schwellbetrieb am Lech unterliegt im Wesentlichen rein ökonomischen Gesichtspunkten. Bei der Analyse der Strombörsendaten konnte ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der

Abflusssteuerung und dem Tagesgang der Einspeisungsvergütung festgestellt werden. Q_{max} war weitestgehend im Zeitraum der maximalen Vergütung zu beobachten, wohingegen Q_{min} auf die weniger lukrativen Zeiträume entfiel. Während der Hochvergütungsphase wurde Q_{max} häufig bis an die Grenzen der maximalen Verarbeitungskapazität gefahren (PÖCKL, pers. Mitteilung). Dahingehend stellt sich die Frage, inwieweit diese Steuerung aus energiewirtschaftlichen Aspekten sinnvoll ist. Eine Wasserkraftanlage zeigt ihren höchsten Wirkungsgrad beim so genannten Ausbaudurchfluss Qa. Dabei stehen Durchfluss und Leistung im optimalen Verhältnis zueinander. Bei höheren Durchflüssen, so genannten Überöffnungen, geht der Wirkungsgrad einer Turbine normalerweise zurück (LECHER 2001). Prinzipiell würde ein Wirkungsgradabfall bedeuten, dass die Energieausbeute pro eingesetzter Mengeneinheit Wasser zurückgeht und weniger Strom produziert wird, als mit der zur Verfügung stehenden Wassermenge möglich wäre. Folglich würde aus energetischer Sicht keine optimale Ressourcenausnutzung mehr stattfinden. Hinsichtlich der aktuellen Vergütungssituation ist es für den Stromerzeuger aus betriebswirtschaftlichen Gründen (Gewinnmaximierung) jedoch sinnvoll, durch maximale Anlagenauslastung solche Energieverluste infolge geringerer Wirkungsgrade in der Spitzenvergütungsphase bewusst in Kauf zu nehmen.

Aus energiewirtschaftlicher und ökologischer Sicht wäre es daher im Sinne einer optimalen Ressourcennutzung sinnvoll zu überprüfen, ob und in welchem Umfang Energieeinbußen durch eine maximale Anlagenauslastung während der Hochvergütungsphase stattfinden.

Ab Sommer 2005 sollen gemäß einer Vereinbarung zwischen den Fischereiberechtigten und dem Kraftwerksbetreiber die Mindestwasserabflüsse erhöht und der Maximalwasserabfluss gesenkt werden. Dabei sollen $Q_{min\ Sommer}$ von 20 auf 35 m³/s und $Q_{min\ Winter}$ von 10 auf 25 m³/s angehoben sowie Q_{max} auf 135 m³/s reduziert werden. Die Abflussänderung soll maximal 50 m³/s innerhalb 30 Minuten betragen. Allerdings behält sich die Betreiberfirma das Recht vor weiterhin die ursprünglichen Grenzwerte zu nutzen, falls dies die Situation erfordert (E.ON 2004).

Diese Maßnahmen stellen aus ökologischer Sicht einen ersten Schritt in die richtige Richtung dar. Allerdings bleibt das neue Abflussbild noch weit von einer naturnahen Abflusssituation entfernt, so dass weiterhin deutliche negative Auswirkungen durch Schwellbetrieb auf Flora und Fauna zu erwarten sind.

Auch anderenorts sollten dringend Maßnahmen ergriffen werden, um ökologische Schäden durch Schwellbetrieb zu reduzieren. Beispielsweise wird im Kraftwerkskanal unterhalb der Stufe 8a/Kinsau (siehe Abb. 2) der Abfluss seit Herbst 2003 sehr häufig von ca. 140 m³/s bis auf 0 m³/s zurückgefahren (HANFLAND, pers. Mitteilung). Dabei kommt der gesamte Wasserkörper innerhalb des Kanals zum Stillstand und wird beim Anfahren der Turbinen schlagartig wieder durchströmt. Vermutlich wirkt sich diese Abflusssteuerung stark negativ auf die Population bestimmter Arten aus. Hiervon dürfte z.B. insbesondere die Fischart Rutte betroffen sein, deren Brut nach dem Schlupf nur ca. 3 mm lang ist und pelagisch (= frei schwimmend) lebt. Daher besteht die Gefahr, dass die jungen Entwicklungsstadien dieser Fischart aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche, mit den stark wechselnden Strömungsverhältnissen nicht zu Recht kommen. Es ist zu befürchten, dass der derzeit stabile Ruttenbestand in diesem Gewässerabschnitt durch diese Abflusssteuerung stark beeinträchtigt wird.

6.3 Habitatveränderung durch Schwellbetrieb

Für die Habitatwahl von aquatischen Organismen ist nicht nur das Substrat oder die Nahrungsverfügbarkeit, sondern auch die Strömungsgeschwindigkeit von ausschlaggebender Bedeutung. Selbst wenn alle anderen Habitatkriterien optimal erfüllt sind, kann eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit die Nutzung des Lebensraumes unterbinden, wenn der Toleranzbereich eines Organismus über- oder unterschritten wird. Anhand des verwendeten Berechnungsmodells nach MANNING, GAUCKLER und STRICKLER (aus LECHER 2001) ergab sich als Anhaltswert für einen typischen

Äschenbrutstandort eine Veränderungsspanne der mittleren Fließgeschwindigkeit um rund 50 %. Punktuelle Messungen an Äschenbrutstandorten zeigten bei Q_{max} an derselben Stelle um ein Vielfaches höhere Strömungsgeschwindigkeiten als bei Q_{min}. Gleichzeitig war an den zuvor besetzten Standorten keine Äschenbrut mehr nachzuweisen. Durch eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit als Folge des Schwellbetriebes werden wichtige Habitate in ihrer Funktionalität somit erheblich beeinträchtigt.

Aufgrund des Abflussanstiegs bei Q_{max} kommt es zu einer Veränderung der Fließbreite, der Wassertiefe und des Volumens des Wasserkörpers. Aus diesem Grund fallen vornehmlich Flachbereiche weitläufig trocken. Von entscheidender Bedeutung dabei ist die Rückgangsgeschwindigkeit des Wassers. SALTVEIT ET AL. (2001) gibt einen Wert von 0,2 cm/min an, der bei der Absenkung des Wasserspiegels nicht überschritten werden sollte um ein Stranden von Jungfischen zu vermeiden. Während der Brutphase 2003 konnten wesentlich höhere Rückgangsraten festgestellt werden. Folglich ist von einer Steigerung der Mortalität bei Brut und Jungfischen auszugehen.

Durch die Wasserstandsschwankungen geht zudem die Funktionsfähigkeit der Produktionsfläche, die bei einem natürlichen Abfluss zu erwarten wäre, zu einem erheblichen Teil verloren.

Flächenverluste zwischen 15 und 60 % sind im Untersuchungsgebiet die Regel.

Allein diese Flächenverluste ziehen bedeutsame Produktionseinbußen und in der Folge erhebliche Ertragsminderungen nach sich.

6.4 Einfluss des Schwellbetriebs auf Fischnährtiere (Makrozoobenthos)

Die Untersuchungen zur Biomasse des Makrozoobenthos belegten eine eklatant geringe Abundanz in den Wasserwechselzonen. Teilweise befanden sich gar keine Tiere in den Proben. Der bei einem Q_{max145} festgestellte durchschnittliche Biomassewert von 1,4 kg/ha lag extrem weit unter dem Mittelwert der im Untersuchungszeitraum permanent benetzten Bereiche (22,9 kg/ha). Erst im Übergangsbereich zur Q_{min}-Uferlinie konnte bei Q_{max} ein leichter Biomasseanstieg festgestellt werden. Vermutlich sind mobile Vertreter wie Stein- oder Eintagsfliegenlarven in der Lage, bei einer Bespannung kurzzeitig Wanderungen im Randbereich der Wasserwechselzonen durchzuführen.

Hinsichtlich der festgestellten Taxa war in den Wasserwechselzonen eine weitaus geringere Zahl feststellbar. Das verstärkt die Annahme, dass diese Bereiche nur noch von sehr wenigen Spezialisten bewohnbar sind und somit eine Verödungsfläche darstellen. Im permanent bespannten Bereich bei Q_{min20} waren deutlich höhere Zahlen feststellbar. Allerdings zeigte sich in Richtung der Tiefenrinne ein leichter Abwärtstrend.

Flächenmäßig kann in Zeiträumen mit häufigen, starken Abflussschwankungen von einer weitgehenden Defunktionalisierung der Wasserwechselzonen als Lebensraum für Makroinvertebraten ausgegangen werden. Folglich kommen diese Flächen als Nahrungshabitat für Fische vermutlich kaum noch in Frage. Bestärkt wird diese Annahme durch die Ergebnisse der habitatbezogenen Elektrobefischungen. Dabei konnten während Q_{max} im Bereich der Wasserwechselzonen keinerlei Fische nachgewiesen werden. Bei Q_{min20} hingegen wurden in denselben Abschnitten in vergleichbaren Wassertiefen, Substrat- und Strömungsverhältnissen am gleichen Tag größere Stückzahlen von Jungäschen und Mühlkoppen gefangen. Somit kann ein starker Nutzungsausfall der Wasserwechselzonen als Fischhabitat angenommen werden.

Auch im permanent benetzten Flussbett ist jedoch von einer schwellbetriebsbedingt reduzierten Makrozoobenthos-Biomasse auszugehen. MOOG ET AL. (1998) stellten für eine im Rhithral gelegene Schwallstrecke der Falschauer Ache fest, dass bei Schwall/Sunk-Verhältnissen über 3-4:1 der mittleren maximalen und minimalen Abflüsse im Monat die Makrozoobenthos-Biomasse deutlich bis stark reduziert wurde. Im Winter lagen die mittleren Schwall/Sunk-Verhältnisse an der Litzauer Schleife häufig über diesem Verhältnis.

PARASIEWICZ ET AL. (1998) berechneten für eine Strecke der Bregenzerach in Österreich mit hydroenergetisch bedingt starken Abflussschwankungen eine mittlere Biomasse von 31,9 kg/ha. Infolge seines hohen Verbauungsgrades war dieser Bereich im Vergleich zur Litzauer Schleife strukturell wesentlich schlechter einzustufen. An der Drau konnte eine Reduktion der Benthos-Biomasse durch Schwellbetrieb um etwa 80 % nachgewiesen werden, an der Bregenzerach lagen die Werte sogar über 90 % (JUNGWIRTH et al. 2003).

In Richtung Strommitte zeigte die Biomasse der Invertebraten an der Litzauer Schleife eine abnehmende Tendenz. Bei einer Messtiefe von 0,8 m während Q_{min20} ging der mittlere Wert um über 50 % gegenüber 0,5 m Wassertiefe zurück. Auch von anderen schwallbeeinflussten Gewässern sind solche Phänomene bekannt. Am Alpenrhein bei Mastrils nahm das Makrozoobenthos in Richtung Flussmitte stark ab. In der eigentlichen Tiefenrinne konnten nur noch fast vernachlässigbare Abundanzen festgestellt werden (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN 2001).

An der Litzauer Schleife wurde ab einer Wassertiefe von 0,6-0,7 m bei Q_{min20} parallel dazu eine Abnahme des Algenbewuchses festgestellt, welcher den Makroinvertebraten als Nahrungs- und Schutzhabitat dient. In der Hauptfließrinne war das Substrat überwiegend bewuchsfrei. Eine Korrelation zwischen der Makrozoobenthos-Biomasse und dem Algenbewuchs ist von MOOG & CHOVANEC (1998) bekannt, die in alpinen Gewässern eine Abnahme der Abundanz in Richtung Strommitte parallel zu einer gleichzeitigen Abnahme des Algenbewuchses feststellten.

Die Ursache für den Rückgang von Makroinvertebraten und Substratbewuchs an der Litzauer Schleife in Richtung Strommitte ist in der starken Zunahme der auf das Sohlsubstrat wirkenden Schlepp- und Hebekräfte (shear stress) infolge des Schwellbetriebes zu vermuten. Sind diese groß genug, erfolgt ein Loslösen von Substratbestandteilen und der Geschiebetrieb setzt ein. In Verbindung damit tritt am Gewässergrund ein sog. „Kugelmühlen“- oder „Sandstrahleffekt“ auf. Wasserpflanzen und Algenaufwuchs, die den Makroinvertebraten normalerweise Schutz und Lebensraum bieten, sind dadurch einer Abrasion ausgesetzt oder werden komplett vom Substrat gelöst (POTT & REMY 2000). Während der Schwallphasen waren im Lech stets abdriftende Algenbüschel zu beobachten. In den treibenden Algen konnten meist größere Mengen vor allem kleinerer Makroinvertebraten festgestellt werden.

Am Alpenrhein konnte bei einem Abflussanstieg mit Schwall-/Sunk-Verhältnissen größer 2,5-4:1 eine Katastrophendrift bei Makroinvertebraten beobachtet werden (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN 2001). Im Untersuchungsgebiet lag das maximale Schwall-/Sunk-Verhältnis um das ca. 4-6-fache darüber. Folglich ist aufgrund des Schwellbetriebs an der Litzauer Schleife von einer starken Makroinvertebratendrift zu Beginn der Schwallphasen auszugehen. Da die Organismen dabei von ihrem schützenden Substrat losgerissen werden, sind sie vermutlich als Nahrung für Fische leichter verfügbar. Der Anteil der Makroinvertebraten, der bis in den Staubereich verdriftet wird, findet dort meist keine geeigneten Lebensbedingungen vor.

In den Berechnungen konnte eine starke Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten infolge des Schwellbetriebs ermittelt werden. Im Schnitt lag die mittlere Fließgeschwindigkeit bei Q_{max160} bei ca. 1,6 m/s. Da die höchsten Geschwindigkeiten normalerweise in der Tiefenrinne vorherrschen, dürften dort z.T. weit höhere Werte auftreten. Fließgeschwindigkeiten von 1,2-1,7 m/s sind für die Besiedlung mit tierischen Organismen nicht günstig, da das Kiessubstrat bereits mobilisiert wird. Bei höheren Werten gerät selbst gröberes Material in Bewegung, was zu einer weiteren Einschränkung der Besiedlungsmöglichkeiten auf der Gewässersohle führt (JUNGWIRTH et al. 2003).

Somit ist in weiten Bereichen der Litzauer Schleife infolge des Schwellbetriebs nicht nur von einer reduzierten Makrozoobenthos-Biomasse in den Wasserwechselzonen, sondern auch in zunehmender Nähe zur Tiefenrinne auszugehen. Damit wird die potentiell produktive Zone bei MQ vermutlich in Richtung Strommitte zusätzlich reduziert.

JUNGWIRTH et al. (2003) berichten von einer schwellbetriebsbedingten Reduzierung des Nahrungsangebotes für Fische durch den Rückgang der Makroinvertebraten-Biomasse.

Vermutlich erstrecken sich bei regelmäßigem Schwellbetrieb die effektiv nutzbaren Nahrungshabitate in Abhängigkeit von der Gewässermorphologie nur über einen vergleichsweise schmalen Bereich zwischen dem Beginn der Wasserwechselzone und dem äußeren Rand der Tiefenrinne. Da die Untersuchungen bei einem sommerlichen Mindestabfluss von 20 m³/s getätigt wurden, ist von einer weiteren Reduzierung der Nahrungshabitate im Winter (Mindestabfluss = 10 m³/s) infolge einer geringeren, dauerhaft benetzten Wasserfläche auszugehen.

6.5 Einfluss des Schwellbetriebs auf den Fischbestand

Die Befischungsergebnisse in der Litzauer Schleife wiesen mit einem durchschnittlichen Simpsonindex D von 0,51 eine geringe Artendiversität auf und zeigten Tendenzen zur Monotonisierung. Es konnten insgesamt nur 8 Fischarten anhand der Elektrobefischungen belegt werden, wobei zwei Arten (Hecht und Aal) als eher atypische Vertreter der Äschenregion und jeweils nur in Einzelexemplaren nachweisbar waren. Auch der mittlere CDI (Community Dominance Index) von 85,9 % deutete auf eine Beeinträchtigung der Fischartengemeinschaft bezüglich ihrer Zusammensetzung infolge einer überproportionalen Dominanz der zwei meistgefangenen Fischarten hin. Die mit Abstand am häufigsten vertretenen Individuen waren bei sämtlichen Befischungen Äschen und Mühlkoppen. Alle anderen Fischarten waren nur in sehr geringer Anzahl im Fang vertreten.

Für rheophile Cypriniden konnte als einziger Vertreter der Aitel nachgewiesen werden. Anhand des Strukturreichtums zu erwartende und am Lech früher häufig vertretene Flussfischarten wie Barbe, Hasel, Nerfling, Schneider, Elritze oder Schmerle waren nicht nachweisbar. Vermutlich können sich diese Arten nicht gegen die unnatürlichen Einflüsse des Schwellbetriebs behaupten. Im Vergleich zu Salmoniden ist deren Brut nach dem Schlupf wesentlich kleiner und somit vermutlich einem noch höheren Risiko verdriftet zu werden ausgesetzt.

Anhand des Schätzverfahrens nach LEGER, HUET und LAßLEBEN (aus JENS 1980) für den Ertrag eines Gewässers ergab sich für die Litzauer Schleife ein durchschnittlicher Wert von 7,5 kg/ha. In Anlehnung an Berechnungen von BARTHELMES (1981) ergab sich anhand dieses Ertrages eine geschätzte Gesamtfischbiomasse von lediglich etwa 37 kg/ha.

Bei den Elektrobefischungen im Sommer lag das gesamte Fanggewicht bei 35,8 kg, im Herbst waren es 31,7 kg. Erfahrungsgemäß erreichen vergleichbare Befischungen bezogen auf den Gesamtquerschnitt eines Gewässers von der Größenordnung des Lechs eine Fangeffektivität von maximal 10-15 % (HANFLAND, pers. Mitteilung). Legt man für die Sommerbefischung eine höhere Effektivität mit 15 % und für den Herbst von 10 % zu Grunde, erhält man bezogen auf die theoretische Produktionsfläche bei 2/3 MQ_{Sommer} eine Fischbiomasse von rund 23,8 kg/ha im Sommer und 19,8 kg/ha im Herbst. Im Durchschnitt errechnete sich somit eine Fischbiomasse von lediglich 21,8 kg/ha.

JUNGWIRTH (1992) stellte in seinen Untersuchungen an verschiedenen vom Schwellbetrieb beeinflussten Strecken des Rhithrals in Österreich eine starke Korrelation zwischen dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis und der vorhandenen Gesamtbiomasse des Fischbestandes fest. Dabei war eine deutliche Abnahme der Biomasse mit einem Anstieg des Schwall/Sunk-Verhältnisses zu verzeichnen. Mittels einer linearen Regression dieser Untersuchungsergebnisse konnte eine Formel zur Berechnung der Fischbiomasse in Abhängigkeit zum Schwall/Sunk-Verhältnis aufgestellt werden. Aus dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis an der Litzauer Schleife von 16:1 ergab sich in Anlehnung an BUWAL (2003) ein Erwartungswert von knapp 38 kg/ha. Diese Zahl liegt durchaus in einer ähnlichen Größenordnung wie die anderweitig geschätzten Fischbiomassen. Bezogen auf die strukturelle Vielfalt und die Größe des Gewässers wäre bei natürlichen oder naturähnlichen Abflussverhältnissen mit Sicherheit ein vielfach höherer Wert zu erwarten gewesen. SIEMENS (1989) errechnete für den Bereich der Litzauer Schleife unter naturähnlichen Abflussbedingungen einen potentiellen Ertrag von 28 kg/ha sowie eine

potentielle Frühjahrsfischbiomasse von 140 kg/ha. Die durchschnittlich festgestellten Näherungswerte lagen um das 3,5-7-fache unter diesem Erwartungswert.

Das Habitatangebot wird in einem Fließgewässer wesentlich von der Strömung sowie den vorhandenen Wassertiefen und Flussbettstrukturen bestimmt. Bezüglich ihrer Lebensansprüche sind vor allem kleinere Fischarten und Jungfische häufig stenök, d.h. sie sind teils auf spezifische, so genannte Mikrohabitate angewiesen. Sie bevorzugen niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten und geringe Wassertiefen, wie sie überwiegend in flachen Litoralbereichen gegeben sind. Gerade solche Areale stellen als Lebensraum für 0+ und 1+ Äschen Schlüsselhabitate dar (JUNGWIRTH et al. 2003). BAIN et al. (1988) fanden bei Untersuchungen am ebenfalls von Schwellbetrieb beeinträchtigten Deerfield River heraus, dass kleinere Fische im Vergleich zu einem schwallunbeeinflussten Gewässer stark unterrepräsentiert waren. Eine Veränderung in der Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft war erkennbar, die durch einen starken zahlenmäßigen Rückgang und eine Längenzunahme der vorhandenen Fische geprägt war. Diese Entwicklung war auf den Verlust der langsamer durchströmten und flachen Mikrohabitate infolge des Schwellbetriebes zurückzuführen. In der schwallunbeeinflussten Referenzstrecke bildeten die in der schwallbeeinflussten Strecke stark unterrepräsentierten Fische teilweise über 90 % des Bestandes. Neben der Mühlkoppe, die sich laut GORE et al. (1994) in Schwallstrecken bei ausreichend rauem Bodensubstrat vergleichsweise gut halten kann, waren an der Litzauer Schleife keine weiteren Kleinfischarten nachzuweisen. Deren Fehlen dürfte weitgehend auf die starke Beeinträchtigung der erforderlichen Habitate durch den Schwellbetrieb und ihre geringere Mobilität zurückzuführen sein.

Mit einer Reduzierung des Abflusses schrumpft auch der für die Bewohner vorhandene Lebensraum. Als Konsequenz steigt automatisch die vorhandene Fischdichte. SIEMENS & SEIFERT (1992) vermuten dadurch eine Steigerung der Fischsterblichkeit infolge eines erhöhten Prädationsdrucks seitens der Raubfische und fischfressenden Vögel. Besonders Jung- und Kleinfische sind von diesem Phänomen betroffen, da sie bei Wasserrückgang ihre Deckung im Uferbereich aufgeben müssen, um tieferen Bereichen zuzustreben. Eine Zunahme der Raubaktivität der Huchen, die beim Einsetzten des Wasserrückgangs häufig beobachtet werden konnte, bekräftigt diese Hypothese. Allerdings spielen für diesen Raubfisch offensichtlich auch aus dem Stauraum verdriftete Fische eine wichtige Rolle als Nahrungsquelle. Von Seiten der Angler durchgeführte Nahrungsanalysen bei Huchen brachten einen hohen Anteil an Barschen, Zandern, Rotaugen und Aalen zu Tage, die im Oberwasser des Kraftwerks als typische Stauraumbewohner anzutreffen sind. Fische werden bei der Passage von Kraftwerksturbinen häufig verletzt oder getötet (HOLZNER 2000) und stellen daher eine leichte Beute für Räuber dar. Individuen, welche den Abstieg unverletzt überstehen, kommen vermutlich mit den Bedingungen im Unterwasser des Kraftwerkes nicht sonderlich gut zurecht, da sie durch den bisherigen Lebensaufenthalt im Staubereich an andere Strukturen und weitaus niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten angepasst sind.

Im November gefangene Äschen wiesen tiefe Schnabelhiebverletzungen auf. Zuvor konnte eine größere Gruppe von Kormoranen im Untersuchungsgebiet ausgemacht werden. Unabhängig davon ob es sich um Kormorane oder Gänsesäger handelt, jagen fischfressende Tauchvögel bevorzugt bei Q_{min}. Vermutlich wird der Jagderfolg durch die Erhöhung der Fischdichte und eine Reduzierung der verfügbaren Schutzstrukturen in Verbindung mit geringeren und somit besser durchtauchbaren Fließgeschwindigkeiten begünstigt. Besonders Äschen sind gegenüber ihren Fressfeinden sehr empfindlich, da sie meist deckungslos über der freien Sohle des Gewässers stehen.

Nach VALENTIN (1995) wird die Population der Äsche von den Auswirkungen des Schwellbetriebes stärker beeinflusst als die anderer Fischarten. Auch an der Litzauer Schleife wies der Bestand der Äschen einige Auffälligkeiten auf.

Infolge hoher natürlicher Mortalitätsraten in den ersten drei Lebensjahren nimmt die Individuenzahl einer Art normalerweise mit zunehmendem Alter ab. Dabei ergibt sich gewöhnlich das charakteristische Bild einer Alterspyramide mit einer breiten Basis von jüngeren Tieren und einer abnehmenden Zahl von älteren in Richtung Spitze. Gerade bei der

Äsche kann es aber vorkommen, dass ein ganzer Jahrgang aufgrund eines Extremereignisses, wie z.B. eines starken Hochwassers, ausfällt (EBEL 2000).

An der Litzauer Schleife konnten bei den verschiedenen Jahrgängen der Äsche allerdings Störungen festgestellt werden, die nicht nur auf natürliche Extremereignisse zurückzuführen sind.

Eine Retrospektive der Abflusssteuerungen während der Laichzeiten sowie der Brut- und Larvalphasen von 2000 bis 2003 belegte bereits im Vorfeld starke Störfaktoren bei der Reproduktion. Äschen laichen unter Tags und bevorzugen dazu geringe Wassertiefen von 0,1-0,7 m. Dabei werden überwiegend die Tiefen von 0,1-0,4 m am häufigsten genutzt. Da Äschenrogner im Gegensatz zu solchen Fischarten mit multiplem (= mehrfachem) Ablaichverhalten ihren gesamten Gonadeninhalt auf einmal abgeben und die Population nicht selten weitgehend synchron ablaicht, können ungünstige Umwelteinflüsse in der Folgezeit leicht zu einer vollständigen Vernichtung des Eimaterials bzw. der Brut und somit zu einer Auslöschung des gesamten Jahrgangs führen (EBEL 2000). Im Untersuchungsgebiet kommen schwellbedingte Wasserspiegelschwankungen bis deutlich über 1 m vor. Aber schon ab Wasserstandsschwankungen von 50 cm ist von einem Trockenfallen und der Zerstörung vieler Laichplätze und somit einer nachhaltigen Beeinträchtigung der natürlichen Reproduktionsrate auszugehen.

Im Jahr 2000 fielen mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits kurz nach dem Ablaichen infolge sehr hoher schwellbedingter Wasserstandsschwankungen bedeutende Flächen der Laichareale trocken.

2001 fielen die Wasserstandsschwankungen hingegen nicht so gravierend aus. Die Sunkabflüsse lagen mit meist über 40 m³/s mehr als doppelt so hoch wie im Vorjahr und während der Larvalphase wurden sogar 60 m³/s nur selten unterschritten. Tatsächlich war der Jahrgang 2001 unter den über einjährigen Fischen im Fang am stärksten vertreten (45 %).

2002 fiel die Äschenlaichzeit mit ziemlicher Sicherheit auf eine Periode mit einem relativ konstanten Abfluss um ca. 100 m³/s. Erst ein gravierender Rückgang auf 20 m³/s während der Embryonalphase führte in diesem Jahr vermutlich zu einem nicht unerheblichen Verlust der Nachkommenschaft.

Mitte April 2003 dominierten lang anhaltende Schwallphasen bis zu 160 m³/s, bei denen teilweise noch bis in die Nachtstunden Abflüsse von über 100 m³/s gefahren wurden. Die Laichablage erfolgte somit wahrscheinlich jeweils noch bei hohen Abflüssen. Direkt im Anschluss dürften Laichareale dann trocken gefallen sein.

Auffallend bei den Befischungen war der sehr hohe Anteil an Äschen von 4 Jahren und darüber. Im errechneten Mittel war jeder sechste gefangene Fisch vom Jahrgang 1999 oder älter und wies eine Körperlänge von über 43 cm auf. Dies deutet auf einen Trend zur Überalterung des Äschenbestandes in der Litzauer Schleife hin. Für eine Überalterung kann in der Regel eine zu hohe Sterblichkeit bei den jüngeren Individuen verantwortlich gemacht werden.

MALLET (1994) (zitiert in HEDTKE 1998) stellte am Fluss Ain (Frankreich) infolge des Schwellbetriebes bei ein bis 4-jährigen Äschen eine erhöhte Wachstumsleistung fest. Als Ursache dafür kann eine verringerte intraspezifische Konkurrenz nach stark reduzierten Überlebensraten bei Brut und Jungfischen verantwortlich gemacht werden. Zudem begünstigt vermutlich auch eine bessere Nahrungsverfügbarkeit infolge einer von Q_{max} ausgelösten, künstlichen Katastrophendrift der Nährtiere das schnellere Wachstum. Verglichen mit den an 17 bayerischen Äschengewässern ermittelten Wachstumskurven (LANDESFISCHEREIVERBAND BAYERN 2000), die von Schwellbetrieb weitgehend unbeeinflusst sind, konnte dieser Effekt bei den Äschen der Litzauer Schleife ebenfalls festgestellt werden.

6.6 Einfluss des Schwellbetriebs auf Brut- und Jungfischhabitate

Bedingt durch ihre physiologischen Ansprüche haben Äschenbrütlinge die Eigenschaft, in sehr flachen, nur mäßig überströmten Gewässerbereichen in einer leichten Strömung zu stehen. Die bevorzugten Tiefen liegen zwischen 5 und 10 cm (JUNGWIRTH et al. 2003). EBEL (2000) gibt für die bevorzugten Habitate Uferneigungswinkel von weniger als 20° und Strömungsgeschwindigkeiten bis maximal 30 cm/s an, wobei jedoch Geschwindigkeiten um 10 cm/s eindeutig bevorzugt werden. Daher eignen sich vor allem die seicht auslaufenden Kiesbänke in Gleituferlagen als Brut- und Jungfischstandorte.

Wie BARDONNET et al. (1991) herausfanden, standen Brütlinge an Steilufern näher als 20 cm, bei Flachufern meist näher als 80 cm vom Ufer entfernt.

Ändern sich die Strömungsverhältnisse und Gewässerbreiten infolge des Schwellbetriebs, so wirkt sich dies sichtlich auf die Brut der Äsche aus. GUTHRUF (1996) beschreibt eine sehr hohe Anfälligkeit gegenüber Hochwasserereignissen unmittelbar nach dem Verlassen des Bodensubstrates, da die Individuen freischwimmend sind und keine Unterstände aufsuchen Die Beeinträchtigung durch den Schwellbetrieb ist im Vergleich dazu vermutlich wesentlich schwerwiegender, da die Abflussschwankungen und damit einhergehende Effekte wie Strömungszunahmen usw. im Gegensatz zu Hochwasserereignissen unnatürlich rasch und beinahe täglich auftreten.

Die Brütlinge sind meist gezwungen eine Migration mit der wandernden Uferlinie durchzuführen. Bei Messungen an Standorten mit breiten Uferschwankungen ergaben sich bei Q_{max} an solchen Stellen, die bei Mindestabfluss von Äschenlarven besiedelt waren, stark erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten. Im Mittel stiegen diese dort von 0,12 auf 0,87 m/s an. Das entsprach mehr als einer Versiebenfachung. Ein regelmäßig erzwungener Habitatwechsel stellt jedoch besonders für Fischbrut und Jungfische eine hohe energetische Belastung sowie eine Stresssituation dar (JUNGWIRTH 2003).

Im norwegischen Fluss Nidelva, der wie der Lech von starkem Schwellbetrieb geprägt ist, konnten SALTVEIT et al. (2001) anhand von Versuchen mit Sömmerlingen der Bachforelle eine kritische Wasserrückgangsrate ermitteln. Erst ab einem Wert von weniger als 0,2 cm Wassertiefe pro Minute konnte ein Stranden der Tiere größtenteils verhindert werden. An der Litzauer Schleife waren im Mai 2003 und den Folgemonaten weitaus höhere Rückgangsraten häufig an der Tagesordnung.

In der Nacht verlagern Äschenbrütlinge, aber auch kleine Jungfische, ihre Habitate in flache Totwasserbereiche am Gewässerrand, wo sie in sehr seichten Bereichen am Boden ruhen. Anfang Mai bis Anfang Juni 2003 konnten im Untersuchungsgebiet rasche Wasserrückgänge bei Nacht beobachtet werden. Parallel dazu war unmittelbar danach ein spürbarer Rückgang bei der Abundanz der Äschenbrut festzustellen.

Am Äschenbrutstandort Abschnitt A (vgl. Kap. 2.1) mit einer Breitenänderung von durchschnittlich 7,25 m war eine Migration mit der Uferlinie offensichtlich noch bedingt möglich. Allerdings wies dieser Bereich einige tiefere, strömungsmindernde Grobstrukturen im Uferbereich auf, die bei Q_{max} von der Brut in hohen Dichten offensichtlich als Refugialraum genutzt werden konnten. Für Äschen sind solche Habitate eher untypisch. Sie bevorzugen freie Flachzonen. Zudem beginnen die Tiere bereits ab einem Alter von ca. 3 Wochen mit der Inanspruchnahme kleinerer Territorien (JUNGWIRTH et al. 2003). Bisweilen konnte an den Konzentrationspunkten in Abschnitt A beobachtet werden, dass größere Tiere bereits ein aggressives Territorialverhalten gegenüber kleineren zeigten. Bis zum Wechsel der Fische in die Juvenilstandorte konnte dort Brut nachgewiesen werden. Die Verlustrate der Brut in Abschnitt A belief sich auf 78 %.

Abschnitt B (vgl. Kap. 2.1) war strukturell von allen untersuchten Äschenbrutstandorten am besten geeignet, wies mit durchschnittlich 24,6 m jedoch die höchste Breitenschwankung auf. Im Uferbereich waren im Vergleich zu A keine strömungsmindernden Grobstrukturen vorhanden. Die Verlustrate der Äschenbrut erreichte bereits nach ca. 3 Wochen einen Wert von 100 %.

Während der Quantifizierung der Äschenbrut herrschte eine Abflusssteuerung, bei der lang anhaltende Schwallphasen bis in die Nacht hinein andauerten. Da die flachen Ruhehabitate bei hohen Abflüssen von meist über 100 m³/s aufgesucht wurden, ist von einem Stranden der im Dunklen eingeschränkt orientierungsfähigen Brut auszugehen.

An Abschnitt K (vgl. Kap 2.1), der von allen drei Brutstandorten die schlechtesten Strukturvoraussetzungen besaß, konnten im gesamten Zeitraum wesentlich höhere Individuenzahlen festgestellt werden. Mit 49 % wies diese von Schwellbetrieb unbeeinflusste Strecke zudem eine deutlich geringere Verlustrate auf.

Wie die wesentlich stärkere Präsenz von Äschenbrut in einem temporären Altwasser zeigte, haben „Behelfshabitate“ an der Litzauer Schleife infolge der schwellbedingten Degradierung natürlicher Habitate zum Überleben von Brütlingen offensichtlich an Bedeutung gewonnen. Ergiebige „Behelfshabitate“ sind allerdings so selten, dass deren Beitrag zur Bestandsstützung vermutlich sehr begrenzt sein dürfte. Alles in allem führt der Schwellbetrieb an der Litzauer Schleife somit bereits bei den frühen Jugendstadien der Äsche zu einer sehr starken Dezimierung, die vermutlich weit über ein naturverträgliches Maß hinausgeht.

Auch die Brut von Cypriniden wird durch den Schwellbetrieb stark beeinträchtigt. Kieslaichende Fischarten wie z.B. Barben bevorzugen ähnlich wie die Äsche Laichstandorte über kiesigem Substrat im Fließbereich. Allerdings ist die Brut nach dem Schlupf mit 7-8 mm Körperlänge (STEINBACH 2002) wesentlich kleiner als die der Salmoniden und weist ein deutlich geringeres Schwimmvermögen auf. Somit ist sie noch wesentlich anfälliger für Verdriftungen in einer Schwallphase.

Bei den Untersuchungen zur Artenzusammensetzung der Fischbrut in Abschnitt C (vgl. Kap. 2.1) konnten ausschließlich Aitel und damit nur eine einzige Fischart nachgewiesen werden. Brut der mit Aiteln häufig in gemischten Schwärmen auftretenden Arten Barbe, Elritze, Hasel, Nase oder Nerfling fehlten völlig.

An dem permanent angeschlossenen Altwasser traten zudem sehr hohe Flächenverluste auf. Für die Brut extrem wichtige Schutzstrukturen wie Röhrichtbestände verloren infolge der Wasserstandsschwankungen regelmäßig den Wasseranschluss.

Durch den beinahe täglichen Wassereinstrom aus dem Haupt- in das Nebengewässer konnte keine dauerhafte Erwärmung des Wasserkörpers stattfinden. Die Wassertemperatur unterschied sich von Messungen in der fließenden Welle nur geringfügig. Aufgrund der fehlenden Erwärmung ist von einer verminderten Produktivität aufgrund des Schwellbetriebs in Abschnitt C auszugehen.

6.7 Die Legimitation des Schwellbetriebs unter aktuellen umwelt- und gesellschaftspolitischen Aspekten

Gemäß dem vorläufigen Wasserrechtsbescheid vom 16.03.1965 ist es dem Kraftwerksbetreiber an der Litzauer Schleife gestattet, Schwellbetrieb zur Abdeckung von Spitzenbedarfszeiten zu verwenden. Diese Genehmigungen wurden allerdings vor fast 40 Jahren mit einer sehr langen Laufzeit von 93 Jahren unter völlig anderen umweltpolitischen und energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen erteilt. Vom rechtlichen Standpunkt aus betrachtet stehen die negativen ökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs jedoch in einem starken Widerspruch zur geltenden Naturschutzgebietsverordnung für das Naturschutzgebiet Litzauer Schleife, welche jegliche negativen Beeinträchtigungen der Flora und Fauna in diesem Gebiet untersagt. Auch dem Verschlechterungsverbot der EU-FFH-Richtlinie muss Rechenschaft getragen werden. Das Untersuchungsgebiet ist als FFH-Gebiet ausgewiesen und es kommen mehrere FFH-Arten (Äsche, Huchen und Mühlkoppe) vor. Die Lebensbedingungen dieser Arten werden insbesondere durch den extremen Schwellbetrieb, der in den letzten Jahren deutlich intensiviert wurde, maßgeblich verschlechtert.

Bezüglich der auftretenden juristischen Ungereimtheiten zwischen den alten „vorläufigen“ Konzessionen der Betreiber und der aktuellen umweltrechtlichen Situation besteht auch im Hinblick auf die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) Handlungsbedarf. Kontroverse Gesetze, Verordnungen und Genehmigungen müssen analysiert und hinsichtlich ihrer Gültigkeit gegenüber der aktuellen Rechtslage überprüft werden. Dies gilt selbstverständlich nicht nur für den Lech.

„*Durch die Ausbaumaßnahmen in den letzten 100 Jahren hat der Lech unterhalb Füssen seinen ursprünglichen Wildflusscharakter nahezu vollständig verloren. Diese Lebensraumveränderung bewirkte einen Rückgang der einstigen aquatischen Flora und Fauna, eine unter naturschützerischen Gesichtspunkten zu bedauernde Entwicklung. Die Erhaltung freifließender Strecken wäre von daher ausgesprochen wünschenswert.“* (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1984).

7. Zusammenfassung

Das Naturschutzgebiet Litzauer Schleife umfasst auf bayerischer Seite eine der letzten, strukturell noch überwiegend natürlichen, längeren Fließstrecken des ansonsten weitgehend eingestauten Lechs. Durch eine anthropogen bedingte Abflusssteuerung, die sich zur Abdeckung von Stromspitzenbedarfszeiten im Wesentlichen nach ökonomischen Vorgaben richtet, werden bis zu zweimal täglich unnatürlich hohe und rasche Abflussveränderungen generiert, welche als Schwell- oder auch Schwallbetrieb bezeichnet werden.

Der Schwellbetrieb führt in der Fließstrecke zu starken Wasserstands – und Breitenschwankungen sowie veränderten Strömungsgeschwindigkeiten. Dadurch wird der Lech weitestgehend von seiner natürlichen Abflussdynamik entkoppelt. Die täglichen Verhältnisse von Schwall (hohe Abflussphase, bis maximal 160 m³/s über das gesamte Kalenderjahr) zu Sunk (niedrige Abflussphase, im Sommer minimal 20 m³/s, im Winter minimal 10 m³/s) erreichen maximal 8:1 im Sommer- und 16:1 im Winterhalbjahr.

Weite Gewässerbereiche, vor allem flache Litoralstrukturen, fallen aufgrund der alternierenden Abflussmengen regelmäßig trocken. Solche Flächen sind für die Mehrheit der standorttypischen aquatischen Bewohner kaum noch nutzbar. Durch die Untersuchungen konnten in diesen Wasserwechselzonen infolge der Schwankungen eine deutlich reduzierte Biomasse an Makroinvertebraten nachgewiesen werden. Somit ist auch von einem funktionalen Verlust solcher Areale als Nahrungs- und Aufwuchshabitat, besonders für Jungfische, auszugehen. Gezielte Befischungen dieser Wasserwechselzonen bei hohen Abflüssen erbrachten an als Fischstandort potentiell geeigneten Plätzen keinen einzigen Fisch. Bei niedrigem Abfluss konnten dagegen an denselben Flussabschnitten in gleichen Wassertiefen Fische nachgewiesen werden.

Im verbleibenden Restwasserbett kommt es bei Schwallabfluss zu einer erhöhten hydraulischen Belastung im Bereich der Tiefenrinne. Die Untersuchungen zeigten in Verbindung dazu einen Trend zum Rückgang der Algen- und Makrozoobenthos-Biomasse in Richtung Strommitte. Folglich sind wahrscheinlich auch weite Sohlbereiche in der Tiefenrinne in ihrer Funktion als Nahrungshabitat für Fische aufgrund des Schwellbetriebs in erheblichem Maße beeinträchtigt.

Der Fischbestand lag bezogen auf die Biomasse und das Artenspektrum deutlich unter dem Potential, das aufgrund des Strukturreichtums der Litzauer Schleife möglich gewesen wäre. Ein erhöhter Anteil an Räubern war auffällig. Offensichtlich wird der Fresserfolg durch den erzwungenen Standortwechsel potentieller Beutefische sowie die Erhöhung der Fischkonzentration durch schrumpfende Wasservolumina für interne wie externe Prädatoren begünstigt. Zudem waren bei der Leitfischart Äsche Beeinträchtigungen hinsichtlich des Altersaufbaus festzustellen, die auf eine Bestandsüberalterung hindeuten. Eine Retrospektive auf die Abflusssteuerungen während der Reproduktionsphasen der vier letzten Äschenjahrgänge unterstützt die Annahme, dass die empfindlichen Eier sowie Brut stark negativ in ihrer Entwicklung beeinträchtigt wurden. Einige standorttypische Fischarten waren nur in sehr geringen Beständen vorhanden oder nicht nachweisbar.

Bezüglich der Abflusssteuerung war eine deutliche Intensivierung des Schwellbetriebes im Vergleich zum Zeitraum vor dem Kraftwerksbetreiberwechsel im Jahre 1995 feststellbar.

In Hinblick auf die Legitimation des Schwellbetriebs wird die Frage diskutiert, ob die in diesem Fall sehr alte Genehmigung sowie die festgelegten Rahmenbedingungen zur Durchführung des Schwellbetriebs den aktuellen rechtlichen Bedingungen sowie den umweltpolitischen Anforderungen gerecht werden. Auch im Hinblick auf die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie sollte diese Sachlage weiter erörtert werden. Ferner sollte im Rahmen fortführender Untersuchungen nach Lösungsansätzen gesucht werden, die Beeinträchtigungen durch Schwellbetrieb auf aquatische Ökosysteme zu minimieren, um unserer Nachwelt ein wertvolles Naturerbe zu bewahren.

8 Anhang

8.1 Übersicht über lateinische Namen der Fischarten

Fischart	lat. Name	strukturell zu erwarten	Fangnachweis
Aal	*Anguilla anguilla*	-	+
Äsche	*Thymallus thymallus*	+	+
Aitel/Döbel	*Leuciscus cephalus*	+	+
Bachforelle	*Salmo trutta f.fario*	+	+
Barbe	*Barbus barbus*	+	-
Elritze	*Phoxinus phoxinus*	+	-
Flussbarsch	*Perca fluviatilis*	-	+
Hasel	*Leuciscus leuciscus*	+	-
Hecht	*Esox lucius*	-	+
Huchen	*Hucho hucho*	+	+
Mühlkoppe	*Cottus gobio*	+	+
Nase	*Chondrostoma nasus*	+	-
Nerfling	*Leuciscus idus*	+	-
Regenbogenforelle	*Onchorhynchus mykiss*	+	+
Rutte	*Lota lota*	+	-
Schmerle	*Barbartula barbartula*	+	-
Schneider	*Alburnoides bipunctatus*	+	-

8.2 Abkürzungsverzeichnis

Fkm	Flusskilometer (km); Kilometrierung beginnt ab der Einmündung in das nächstgrößere Gewässer (FKm = 0) und steigt in Richtung Quellbereich an
Q	Abfluss (m^3/s)
Q_a	Ausbaudurchfluss (m^3/s); er bezeichnet den Höchstwert des erfassbaren Zuflusses, für dessen reguläre Verarbeitung ein Kraftwerk ausgelegt ist
Q_{nat}	natürlicher Abfluss (m^3/s)
Q_{min}	Sunkabfluss; bezeichnet den meist sehr geringen Abfluss, der während der Einstauphase des oberhalb gelegenen Stauraums noch abgegeben wird
Q_{max}	Schwallabfluss; meist unnatürlich hoher Abfluss während der Stromproduktion
MQ	mittlerer Normalwasserabfluss (m^3/s); statistischer Mittelwert, der anhand langjähriger Abflussaufzeichnungen ermittelt werden kann, z.B. bezogen auf einen Kalendermonat
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss (m^3/s); siehe MQ
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluss (m^3/s); siehe MQ
HQ	höchster gemessener Abfluss (m^3/s)
NQ	niedrigster gemessener Abfluss (m^3/s)
v_m	mittlere Fliessgeschwindigkeit (m/s)
z	Wassertiefe (m)

8.2 Literaturverzeichnis

ARGE LIMNOLOGIE (2001): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in Ufernahen Bereichen. Auftragsbericht der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz des Amtes, Innsbruck, 201 S.

BAARS, M., BORN, O., STEIN, H., (2000) „Äschenbestände in Bayern. Landesfischereiverband Bayern e.V., Bayerns Fischerei und Gewässer 116 S.

BARDONNET, A., GAUDIN, P., PERSAT, H., (1991): Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (Thymallus thymallus L.). Freshwater Biology, 26, S. 365-376

BARTHELMES, D., (1981): Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 252 S.

BAWAG, (1988): Der Lech und der Lechausbau. Bayerische Wasserkraft AG München, 42 S.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, (1984): 100Jahre Wasserbau am Lech zwischen Landsberg und Augsburg, Heft 19, 123 S. und Anhang

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, (2004): Gebietsdaten NATURA-2000 für das Naturschutzgebiet „Lechabschnitt Hirschauer Steilhalde – Litzauer Schleife“, Stand Juni 2001 mit Korrekturen vom September 2001 und Februar 2002

BROOKER, M., (1981): The impact of impoundments on the downstream fisheries and general ecology of rivers. Advanced Applied Biology 6, S. 91-152

BUWAL (2003): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie. Bundesamt für Umwelt, Land und Landschaft, Bern, 109 S.

„DIE GESPLIßTEN“ e.V., (1938): Fangergebnisse vom 1.12.1937 – 30.11.1938 für die Gewässerstrecken an Lech, Isar und Amper, unveröffentlicht

E.ON (2004): Ergebnisprotokoll einer Sitzung am 28.05.2004 von Fischereiberechtigten und EWK (e.on Wasserkraft) zur Fischerei an den Lechstaustufen 4 und 6.

EBEL, G., (2000): Habitatansprüche und Verhaltensmuster der Äsche Thymallus thymallus (LINNAEUS, 1758). Guntram Ebel, Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie, Halle (Saale)

FFH-RICHTLINIE (1993): Richtlinie des Rates zur Erhaltung natürlicher Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992

FISHER, S., LAVOY, A., (1972): Differences in littoral fauna due to fluctuating water levels below a hydroelectric dam. Journal of Fishery Research Board Can. 29, S. 1472-1476

GORE, J., NIEMELA, S., RESH, V., STATZNER, B., (1994): Near-substrate hydraulic conditions under artificial floods from peaking hydropower operation: A preliminary analysis of disturbance intensity and duration. Regulated rivers, Research and Management 9, S. 15-34

GUTHRUF, J., (1996): Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (Thymallus thymallus) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes. Doktorarbeit an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich

HALLERAKER, J., HARBY, A., HESSEVIK, T., SALTVEIT, S., (2002): Individual response of juvenile atlantic salmon and brown trout to rapid and frequent flow fluctuations. Abstract, 4th Symposium of Ecohydraulics, Cape Town, 1 S.

HAMILTON, R., BUELL, J., (1976): Effects of modified hydrology on Campbell River salmonids. Environment Canada, Fisheries and Marine Service, Technical Report Series No. PAC/T-76-20, 156 Seiten und Anhang

HANFLAND, S., (2003): Persönl. Mitteilung. Referent für Arten- und Gewässerschutz, Landesfischereiverband Bayern e.V.

HEDTKE, H., (1998): Vergleichende Untersuchungen zur Ökologie von 0+ Äschen (Thymallus thymallus) aus Ain und Suran, Frankreich. Diplomarbeit im Fachbereich Biologie (Zoologie) der Phillips-Universität Marburg, 100 S. und Anhang

HOLZNER, M., (2000): Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach. Dissertation an der Technischen Universität München, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, 335 S.

HUET, M., (1954): Biologie, profiles en long et en travers des eaux courantes. Bull. franz. Pisc. 175: S. 41-53, aus JUNGWIRTH et al., (2003)

HÜTTE, M., (2000): Ökologie und Wasserbau. Blackwell, Wissenschaftsverlag, Berlin/Wien, 221 S.

JENS. G., (1980): Die Bewertung der Fischgewässer. 2., neu bearbeitete Auflage, Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 160 S.

JUNGWIRTH, M., BRETSCHGO, G., FRAUENDORFER, R., MOOG, O., SCHMUTZ, S., (1987): Limnologisch-fischereibiologische Untersuchung der Bregenzer Ache im Hinblick auf Ausleitungen und Schwellbetrieb. Fachgutachten zur Umweltverträglichkeit des KW-Projektes Alberschwende (VKW Bregenz), i.A. der Vorarlberger Kraftwerke AG, Bregenz, 172 S.

JUNGWIRTH, M., (1992): Fliessgewässer – limnologische und fischökologische Probleme. Landschaftswasserbau 13, Wien, S. 13-28

JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S., SCHMUTZ, S., (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien, 547 S.

KELLER, (2004): mdl. Mitteilung, E.ON Wasserkraft GmbH, Werkleitung Lech

KOBLIZKAJA, A., (1966): Opredelitel molodi ryb delty volgy. Akad. Nauk, SSSR Moskva: 165 S.

LAMPERT, W., SOMMER, U., (1999): Limnoökologie. 2. Auflage, Thieme-Verlag Stuttgart/New York, 489 S.

LAWA, (2001): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Gewässerstrukturkarte 2001, Umweltbundesamt Berlin

LECHER, K., LÜHR, H.P., ZANKE, U., (2001): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. 8. neu bearbeitete Auflage, Parey Buchverlag, Berlin, 1202 S.

LIMNEX, (2001): Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Fließgewässern. Grundlagenstudie im Auftrag des BUWAL, Abteilung Gewässerschutz und Fischerei, Bern, 29 S. und Anhang

MOOG, O., (1992): Auswirkungen von künstlich gesteuerten Abflussschwankungen (Schwall/Sunk) auf Gewässerbiozönosen – Möglichkeiten zur Minimierung von Schadwirkungen. Wertermittlungsforum 10/4, S. 145-152

MOOG, O., GRAF, W., OFENBÖCK, T., WIMMER, R., (1998): Ökologische Untersuchungen an der Falschauer (Südtirol). Studie im Auftrag der autonomen Provinz Bozen, Universität für Bodenkultur, Wien, 102 S.

MOOG, O., CHOVANEC, A., (1998): Die “ökologische Funktionsfähigkeit” – ein Ansatz der integrierten Gewässerbewertung in Österreich. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 51, Oldenbourg, München, S. 57-118

MORITZ, C., HUBMANN, C., HUBMANN, M., VACHA, C., ZAPF, F., (1999): Saalach – Bad Reichenhall. Restwasser- und Schwallproblematik. Makrozoobenthos, morphologisch hydraulische Parameter. Bericht der ARGE Limnologie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 56 S. und Anhang

PARASIEWIC, P., SCHMUTZ, S., MOOG, O., (1998): The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the river Bregenzerach in Austria. Fisheries Management and Ecology 5, S. 403-417

POFF, N., ALLAN, J., BAIN, M., KARR, J., PRESTEGAARD, K., RICHTER, B., SPARKS, R., STROMBERG, J., (1997): The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restauration. BioScience 47/11, S. 769-784

PÖCKL, H. P., (2003): Persönl. Mitteilung, E.ON Wasserkraft GmbH, Werkleitung Lech

POTT, R., REMY, D., (2000): Gewässer des Binnenlandes, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 255 S.

ROTE LISTE (2002): Rote Liste der Neunaugen, Fische und Zehnfußkrebse in Bayern, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 3 S. und Anhang

SALTVEIT, S., HALLERAKER, J., ARNEKLEIV, J., HARBY, A., (2001): Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (Salmo trutta) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. Regulated Rivers: Research & Management 17, S. 609-622

SCHÄPERCLAUS, W., LUKOWICZ, M. V., (1998): Lehrbuch der Teichwirtschaft. 4. neu bearbeitete Auflage, Parey-Verlag im Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 590 S.

SCHMEDTJE, U., KOHMANN, F., (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 2/88, München, 274 S.

SCHWOERBEL, J., (1998): Einführung in die Limnologie. 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, 465 S.

SIEMENS, M. v., (1989): Die Situation der Äsche im Lech. Aus 85 Jahre „Die Gesplißten“, Beiträge zur Sportfischerei in Bayern, Festschrift des Sportfischereivereins „Die Gesplißten“ e.V., erschienen im Juni 1989, S. 7-13

SIEMENS, M. v., (1994): Schwellbetrieb am Lech und seine Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft einer freien Fließstrecke. Aus 90 Jahre „Die Gesplißten“, Beiträge zur Sportfischerei in Bayern, Festschrift des Sportfischereivereins „Die Gesplißten“ e.V., erschienen im Dezember 1994, S. 7-13

SIEMENS, M. v., (2003): Persönl. Mitteilung. Diplom Biologe, München

SIEMENS, M. v., SEIFERT, K., (1992): Fischökologische und fischereiliche Auswirkungen von Schwellbetrieb in Stauhaltungsketten. Sachverständigenkuratorium SVK 3/1992, SVK-Verlag, S. 117-120

SPINDLER, T., (1988): Bestimmung der mitteleuropäischen Cyprinidenlarven. Österreichs Fischerei 41 Jg. 75-79

STEINBACH, G., (2002): Süßwasserfische. Mosaik Verlag, München, 191 S.

VALENTIN, S., (1995): Variabilite artificielle des conditions d´habitat et consequences sur les peuplements aquatiques: Effects ecologiques des eclusees hydroelectriques en riviere. Etudes de cas (Ance du Nord et Fontauliere) et approches experimentales. These Univ. Claude Bernard Lyon I, 272 S. und Anhänge, aus BUWAL, (2003)

WOOTTON, R., (1998): Ecology of teleost fishes. Kluwer Academic Publishers, 384 S.