

Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Jungfische: Sog und Schwall, Drift und Habitatnutzung. Rekrutierung von Fischbeständen in der Donau.

Clemens Ratschan

Martin Mühlbauer

Gerald Zauner

ezb, TB Zauner GmbH

Marktstr. 53, A-4090 Engelhartzell

<http://www.ezb-fluss.at>

Abstract

Impact of navigation-induced waves on young fish: Water suction and flush, fish drift and habitat use. Recruitment of fish stocks in the Danube.

Negative effects of navigation-induced waves on riverine fish have been discussed for many years, but field studies that prove such effects are scarce. Results from several sections of the Austrian and Bavarian Danube are presented and discussed in the context of such effects on early life-stages of fish.

The hydraulic influence of the passage of ships was measured on a gravel bar. The results show a comparable intensity, but a shorter duration of wave events in the smaller Bavarian section compared to the Austrian Danube. The affected, shallow in-stream structures are strongly preferred by larvae and juveniles of rheophilic fish. Intense waves trigger an approximately 100-fold higher rate and larger size of drifting larvae compared to reference conditions. This causes a displacement of fish larvae from their preferred microhabitats. Furthermore, the stranding of larvae and juvenile fish during wave-events events is documented in the field.

In a free flowing section of the Austrian Danube, the Wachau, much higher densities of fish larvae are documented in reconstructed branches or behind in-stream gravel islands. Only such structures provide attractive microhabitats protected from the direct influence of navigation-induced waves. Time-series of the population structure of the nase (*Chondrostoma nasus*) in the Wachau suggest that the reconstruction of such habitats is a main factor that contributes to a successful restoration of rheophilic fish stocks in the Danube.

Einleitung

Schon seit Jahrzehnten wird an der Donau „die Schifffahrt“ als einer der wesentlichen Faktoren für den Rückgang der Donau-Fischbestände diskutiert, ohne dass Wirkmechanismen qualitativ oder quantitativ belegt waren (z.B. Hawlitschek, 1892; Einsele, 1958). Deutlich konkreter merkte bereits Lasseben (1970) an, dass sich aufgrund erhöhter Geschwindigkeiten und Wasserverdrängung verstärkter Hub- und Sog-Wirkungen Verschlechterungen für die Fischerei ergeben. Zauner & Schiemer (1992) wiesen auf eine starke Beeinflussung der Jungfische durch die mechanische Wirkung von Sog und Schwall hin.

In Tabelle 1 wird versucht, wesentliche Wirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Flussfische in den Uferzonen auf Ebene von Habitat und Organismus zu strukturieren und zusammen zu fassen. Wenn verfügbar werden Zitate auf Arbeiten angeführt, die auf die genannten Wirkungen eingehen oder sie belegen.

Es handelt sich einerseits um indirekte Effekte, die über Veränderungen des Lebensraums bzw. der Nahrungsgrundlage auf Fische wirken. Andere Wirkungen können Fische direkt beeinflussen, wobei einerseits ein kontinuierlicher Anstieg der Wirkung bei steigender

Intensität des Wellenschlages eintreten kann. Bei anderen Faktoren ist eher ein sprunghafter Anstieg beim Überschreiten von kritischen Werten anzunehmen. Diese können sowohl subletal wirken, indem sie etwa das Wachstum von Fischen verringern, sie können aber auch bis hin zu akut letalen Wirkungen reichen, etwa durch das Stranden von Jungfischen.

Tabelle 1: Wirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Flussfische auf Ebene von Habitat und Organismus

Ebene	Wirkung	Beispielhafte Zitat(e)
Habitat	Störung von Temperaturgradienten am Ufer	-
	Trübung, Schwebstoffmobilisierung, -deposition	Hirzinger et al. 2002
	Beeinträchtigung von Makrophyten	Willby & Eaton, 1996
Organismus	Beeinträchtigung von Nährorganismen	Brunke et al. 2002; Gabel et al. 2008 Tittizer & Schleuter, 1989
	Erhöhung der reaktiven Distanz durch Trübe	Barrett et al. 1992
	Erhöhung der Bakteriendichte	Pettibone et al. 1996
	Energetische Beeinträchtigung von juvenilen Stadien	Schiemer et al. 2004
	Energetische Beeinträchtigung von Adultfischen	Penczak, O'Hara & Kostrzewa, 2002
	Mechanische Schädigung von Eiern und Juvenilen	Morgan et al. 1976
	Abdrift von Larven aus günstigen Habitaten	Schiemer et al. 2004 Arlinghaus et al. 2002
	Stranden von Eiern und Juvenilen	Holland, 1987; Adams et al. 1999 Zauner & Schiemer, 1992
	Stress durch Schiffslärm	Wysocki et al. 2005
	Mechanische Schädigung von Adulten durch Schiffsschrauben	Gutreuter et al. 2003

Beim Sichten der Literatur fällt auf, dass vor allem die sprunghaft wirksamen und letalen Effekte nicht oder wenig durch entsprechende Freilanduntersuchungen belegt sind. Die Abdrift und das Stranden von Fischlarven und juvenilen Fischen wird zwar in einer Reihe von Arbeiten als schädliche Wirkung des Wellenschlags genannt, derartige Mechanismen werden aber primär auf Basis von Laborexperimenten (Holland, 1987; Adams et al. 1999), Rückschlüssen auf Basis der Schwimmphysiologie (Schiemer et al. 2004; Wolter & Arlinghaus, 2003) bzw. indirekt von der Verteilung von Jungfischen in Gewässern (Arlinghaus et al. 2002) hergeleitet. Aus Sicht der Autoren handelt es sich gerade bei diesen Wirkungen auf Jungfische um diejenigen mit der wahrscheinlich höchsten Relevanz für die Fischbestände an der Schifffahrtstrasse Donau.

Im Zuge mehrerer angewandter Studien konnten die Autoren Effekte des Wellenschlags auf Jungfische im Freiland belegen bzw. Indizien für ihre quantitative Bedeutung im Gewässer finden. In einer bayerischen Donau-Strecke stromauf der offiziellen Wasserstraße (keine Vorbelastung durch Schifffahrt) sowie in der Fließstrecke in der Wachau (wieder hergestellte, permanent durchströmte Nebenarme ohne Schifffahrt) bieten sich besonders günstige Rahmenbedingungen, um die Fragestellung des Einflusses des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf die Jungfischfauna *in situ* zu bearbeiten.

Die abiotische Charakteristik des Wellenschlags und deren potentielle Wirkungen auf Jungfische wurden bereits an der Donau östlich von Wien heraus gearbeitet (Hirzinger et al. 2002 bzw. Schiemer et al. 2004). Durch Vergleich mit abiotischen Messungen an der bayerischen Donau wird untersucht, inwieweit sich die dort gewonnenen Ergebnisse auf die österreichische Donau übertragen lassen.



Die Veröffentlichung dieser Arbeit wurde dankenswerter Weise durch den NÖ Landesfischereiverband (www.noel-fv.at) unterstützt.

Untersuchungsgebiete und Methodik

Untersuchungsgebiete

Die Freilanderhebungen wurden in zwei frei fließenden Abschnitten und in einer Stauwurzel in Durchbruchsstrecken der Donau durchgeführt. Erstens in der so genannten „Weltenburger Enge“ bei Kelheim in Bayern, zweitens im Oberen Donautal in Oberösterreich (Stauwurzel Kraftwerk Aschach) und drittens in der Wachau in Niederösterreich (siehe Abbildung 1).

Die Weltenburger Enge bietet besonders günstige Voraussetzungen für die Bearbeitung der Larvendrift: Im Vergleich zur österreichischen Donaustrecke liegt hier noch ein sehr guter Bestand flusstypischer Fischarten vor (Jepsen, Wiesner & Schotzko, 2008), insbesondere sind sehr hohe Jungfischdichten anzutreffen. Die Untersuchungsstrecke ist stromauf der Wasserstraße angesiedelt, und auch die Ausflugschiffahrt durch die Weltenburger Enge endet unterhalb der Probenpunkte. Daher kann hier eine Vorschädigung der Jungfischzönose oder wellenschlagbedingte Veränderungen hinsichtlich deren Verteilung und Größenaufbau ausgeschlossen werden. Die Gewässerdimension ist in der bayerischen Donaustrecke deutlich geringer als in der österreichischen, was Konsequenzen auf die Ausformung der Wellen mit sich zieht; in biozönotischer Hinsicht sind die beiden Strecken jedoch durchaus vergleichbar (siehe Tabelle 2).

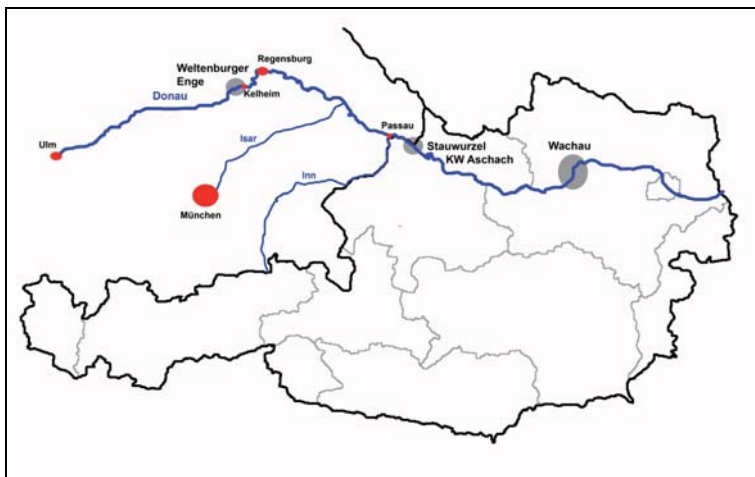


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgebiete (graue Flächen) – Weltenburger Enge, Oberes Donautal und Wachau.

Tabelle 2: Kennwerte der Donau in Weltenburg (Pegel Kelheim), im Oberen Donautal (Pegel Achleiten) und in der Wachau (Pegel Kienstock).

Abschnitt	Weltenburg	Stauwurzel KW Aschach	Fließstrecke Wachau
Gefälle	ca. 0,50 ‰	0,01 bis 0,25 ‰ (Stau)	0,33 ‰
Gewässerbreite bei Mittelwasser (MW)	70 bis 130 m	170 bis 280 m	240 bis 350 m
Wassertiefe in der Tiefenrinne bei MW	ca. 2 bis 6 m	6 bis 10 m	4 bis 8 m
MNQ (Weltenburg) bzw. MJNQ _T	145 m ³ s ⁻¹	615 m ³ s ⁻¹	805 m ³ s ⁻¹
MQ	332 m ³ s ⁻¹	1420 m ³ s ⁻¹	1880 m ³ s ⁻¹
MHQ	1170 m ³ s ⁻¹	4120 m ³ s ⁻¹	6239 m ³ s ⁻¹
Biozönotische Region	Epipotamal	Epipotamal	Epipotamal

Der Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf die Fischfauna wurde in der Weltenburger Enge einerseits indirekt anhand der Messung physikalischer Belastungen für Fischlarven (Sog und Schwall, Wellenhöhe, Beeinflussungsdauer) charakterisiert. Andererseits wurden Beeinträchtigungen juveniler Stadien von Fischen (Beeinflussung des Driftverhaltens, Stranden am Ufer) direkt erfasst. Tabelle 3 zeigt die gewählten Erhebungstermine.

Für die Durchführung der Versuche wurde von der Fa. Schweiger das für die Ausflugschiffe in der Weltenburger Enge repräsentative Schiff „Ludwig der Kelheimer“ (Länge 44 m, Tiefgang ca. 0,7 m) zur

Verfügung gestellt. Mit diesem Schiff wurden gezielte Berg- und Talfahrten mit steigender Geschwindigkeit durchgeführt, um die oben angeführten Parameter zu untersuchen.

Tabelle 3: Übersicht über die durchgeführten Erhebungen mit Wasserstand (Pegel Kelheim) und Abfluss (gem. HND Bayern).

Termin	Erhebungen	Wasserstand [cm]	Abfluss [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]	Bezeichnung
17.5.2005	Messung Wellenschlag Messung Larvendrift	325	389	MW
23.6.2005	Messung Wellenschlag Messung Larvendrift Zählen gestrandeter Fische	265	238	NW+
8.11.2006	Messung Wellenschlag	226	152	NW

Abiotische Charakterisierung des Wellenschlags (Weltenburg)

Die abiotische Charakterisierung Beeinflussung von Jungfischhabitaten in der Weltenburger Enge wurde bei drei unterschiedlichen Wasserständen durchgeführt (siehe Tabelle 3), wodurch ein Großteil des hydrologischen Jahres abgedeckt wird.

Die abiotischen Messungen erfolgten etwa in der Mitte der großen Schotterbank beim Kloster Weltenburg (siehe Abbildung 2). Die Kiesbank weist hier einen durchschnittlichen Krümmungsradius auf. Die Uferneigung verläuft zwischen Mittel- und Niederwasser recht gleichmäßig und liegt bei etwa 4-6 %.



Abbildung 2: Kiesbank beim Kloster Weltenburg mit Lage des Messprofils Abiotik (roter Balken) und der Messprofile Fischdrift (blaue Balken).

Die physikalische Beeinflussung der Flachwasserbereiche durch den schiffahrtsbedingten Wellenschlag wurde erstens anhand des Parameters Sog und Schwall charakterisiert. Dazu wurde die horizontale Auslenkung der Wasseranschlagslinie mittels einer Latte in der Falllinie der Kiesbank gemessen. Zweitens wurde die Wellenhöhe, also die vertikale Auslenkung des Wasserspiegels, an einem senkrechten Lattenpegel in 30 cm Wassertiefe aufgenommen (siehe Abbildung 3 links).



Abbildung 3: Abiotische Messungen mittels Pegel und Latten, Dokumentation mit Camcorder (links); Driftnetze und Durchflussmessung (rechts)

Die Wellenausbildung wurde bei den drei Terminen mit jeweils drei Schiffsgeschwindigkeiten bzw. Motordrehzahlen (900, 1400 und 1800 U min⁻¹) sowie einer Referenzsituation ohne Schiffspassagen dokumentiert. Mit 900 U min⁻¹ (sehr langsame absolute Geschwindigkeit) wurden aus Zeitgründen nur eine bzw. zwei (beim Niederwasser-Termin) Berg-Talfahrten aufgezeichnet. Bei den Versuchsreihen mit den Motordrehzahlen von 1400 und 1800 U min⁻¹ wurden bei jedem Termin drei Berg- und drei Talfahrten durchgeführt.

Als variable Einflussgröße wurde die Drehzahl des Schiffsmotors herangezogen. Sie steht in direktem Zusammenhang mit der Energie, die vom Schiff auf das Wasser und in weiterer Folge auf die Uferzonen übertragen wird. Im Gegensatz dazu sind absolute und oder relative Schiffsgeschwindigkeiten schwer mess-, reproduzier- und kontrollierbar und hängen stark von lokalen Strömungsverhältnissen, Wasserstand und Fahrtrichtung ab.

Die Änderung der Pegelbenetzung gegenüber dem Ruhezustand wurden mittels digitalem Camcorder aufgezeichnet (siehe Abbildung 3 rechts). Die Auswertung der Sequenzen erfolgte am PC. Dabei wurden sowohl die Auslenkung der Wasseroberfläche (Wellenhöhe) als auch die Auslenkung der Wasseranschlagslinie (Sog und Schwall) in 5-Sekunden-Intervallen gemessen. Bei jeder Berg- bzw. Talfahrt wurde zudem die maximale Auslenkung sowohl nach oben (Schwall bzw. Wellenberg) als auch nach unten (Sog bzw. Wellental) dokumentiert. Als Beeinflussungsdauer wurde der Zeitraum zwischen Beginn und Ende einer wahrnehmbaren Beeinflussung (Auslenkungen am Pegel) definiert.

Driftmessung und Stranden von Fischen (Weltenburg)

Um die direkte Auswirkung des Wellenschlags auf Fischlarven zu untersuchen, wurden Feldversuche während der bereits bei den abiotischen Erhebungen dargestellten, extra für den Versuch organisierten Schiffspassagen durchgeführt. Die Erhebungen erfolgten an zwei Terminen zeitgleich zu den beiden ersten Terminen der abiotischen Messreihe (siehe Tabelle 3).

Die Untersuchungen fanden außerhalb eines schiffahrtsbeeinflussten Bereichs, also stromauf der von der Ausflugschiffahrt durch die Weltenburger Enge betroffenen Flussstrecke statt. Dadurch wurde vermieden, dass die mit dem Versuch konfrontierten Jungfische durch den laufenden Schiffahrtsbetrieb beeinflusst sind. Eventuelle Einflüsse vor den Versuchen wie eine erhöhte Mortalität, Vorselektion durch Ausdrift oder geändertes Verhalten wurden dadurch ausgeschlossen.

Für jede Messreihe (1 bis 3 Berg- und Talfahrten) mit konstanter Motordrehzahl wurden parallel, einerseits Messungen der Larvendrift mit Driftnetzen durchgeführt, und andererseits wurde das Stranden von Fischen am Ufer beobachtet.

Die Erhebung der Jungfischdrift wurde zeitgleich mit 6 Driftnetzen durchgeführt, die in zwei Profilen zum Einsatz kamen (siehe Tabelle 4, Abbildung 2 und Abbildung 3). Die Uferanschlagslinie der Kiesbank wies bei erhöhtem Niederwasser am 23.06.2005 eine Länge von 325 m auf. Profil A lag 117 m flussab des oberen Endes, Profil B 40 m flussauf des unteren Endes der Kiesbank. In beiden Profilen wurden drei Netze exponiert, sodass die Larvendrift in unterschiedlichen Abständen vom Ufer gemessen wurde.

Die Öffnung der Driftnetze misst 0,80 mal 0,45 m. Je nach Eintauchtiefe ergibt sich daher ein maximal gefilterter Querschnitt von 0,36 m². Die Netze werden sohlbündig angeordnet, wobei die tief exponierten Netze 3 und 6 aufgestellt werden (kurze Seite am Grund, siehe Abbildung 3 rechts).

Die Netzwandung der Driftsäcke weist im prismaförmigen oberen Teil (Länge 1 m) eine Maschenweite von 400 µm auf. Im hinteren, konischen Teil (1,5 m Länge) beträgt die Maschenweite 250 µm. Die hintere Öffnung des am Ende befestigten, abnehmbaren Stutzens (Plexiglasrohr) ist ebenfalls mit einem 250 µm Netz versehen. Durch diese Konstruktion wird gewährleistet, dass einerseits eine große Wassermenge ohne größeren Rückstau gefiltert werden kann, und andererseits auch kleine Fischlarven gefangen werden.

Vor und nach jeder Versuchsreihe wurde die Fließgeschwindigkeit mit einem elektrisch-induktiven Fließgeschwindigkeitsmessgerät (Flow-Mate) vor den Öffnungen der Driftnetze gemessen (siehe Abbildung 3, rechts). Dabei wurde eine 40 %-Messung durchgeführt (die Fließgeschwindigkeit in 40 % der Wassertiefe entspricht ca. der mittleren Geschwindigkeit in der Messlotrechten). Auf Basis der gemittelten Werte (vorher - nachher) und der Wassertiefe bei der Netzöffnung wurde der gefilterte Abfluss ermittelt, sodass unter Einbeziehen der Expositionszeit das gefilterte Wasservolumen jedes Driftnetzes sowie in weiterer Folge die Driftdichte (in Individuen pro Kubikmeter) errechnet werden konnte. Um die gesamte Anzahl der durch ein Profil (Wasseranschlag bis äußeres Netz) driftenden Larven abschätzen zu können, wurde die mittlere Fließgeschwindigkeit auch zwischen und uferseitig der Netze gemessen.

Tabelle 4: Position und Hydraulik der Driftnetze beim Versuch am 23.06.2005.

	Netz	Uferabstand [m]	Wassertiefe [m]	Strömung vorher [m s ⁻¹]	Strömung nachher [m s ⁻¹]	Filtriertes Volumen [m ³]
Profil A	1	4,3	0,20	0,30 - 0,44	0,26 - 0,37	496 - 853
	2	7,0	0,26	0,45 - 0,50	0,25 - 0,38	652 - 956
	3	10,0	0,43	0,51 - 0,68	0,45 - 0,54	1976 - 2316
Profil B	4	4,0	0,30	0,39 - 0,46	0,18 - 0,41	389 - 510
	5	5,4	0,45	0,54 - 0,67	0,19 - 0,41	279 - 1375
	6	7,6	0,68	0,75 - 0,83	0,48 - 0,64	1490 - 4653

Die Driftnetze wurden nach jeder Versuchsreihe mit einheitlicher Drehzahl (1 bis 3 Berg- und Talfahrten) entleert. Die Expositionsdauer der Netze schwankte dabei zwischen 40 und 80 Minuten. Die gefilterte, im Stutzen gesammelte Substanz wurde in Dosen überführt und mit Formol fixiert. Im Labor wurden die Einzelproben auf Fischlarven durchsucht. Bei den Versuchen mit Wellenschlag hatte die große Menge an abgedriftetem organischen Material (Algen, Detritus etc.) einen sehr hohen zeitlichen Bearbeitungsaufwand zur Folge. Die Totallänge der gefundenen Larven wurde auf einen Millimeter genau vermessen. Eine Artbestimmung wäre aufgrund der überwiegend frühen Entwicklungsstadien sehr zeitaufwändig bzw. generell nur eingeschränkt möglich gewesen, sodass bei den Larven darauf verzichtet wurde.

Beim Sichten der Proben vom 17.05.2005 wurden nur einzelne Jungfische gefunden. Zu diesem frühen Termin kamen auf der Kiesbank offensichtlich zu wenige frühe Stadien vor. Beim Driftversuch am 23.06.2005 wurde hingegen eine große Zahl an Fischlarven nachgewiesen. Dies deckt sich mit dem zeitlichen Verlauf von Driftdichten an der österreichischen Donau, wo ein Maximum Mitte Juni gefunden wurde (Zitek, Schmutz & Ploner, 2004; Lechner, 2009). Es werden im Weiteren nur die Auswertungen des zweiten Termins dargestellt.

Um ein Stranden von Fischen infolge des Wellenschlags zu untersuchen, wurde bei der Versuchsserie Ende Juni nach jeder Berg- bzw. Talfahrt ein repräsentativer Uferabschnitt von 10 m Länge auf der Kiesbank intensiv nach gestrandeten Larven und Jungfischen abgesucht.

Mikrohabitatwahl auf künstlich geschaffenen Kiesbänken in der Stauwurzel des Kraftwerks Aschach

Die Jungfisch-Verteilung in der Stauwurzel des KW Aschach wurde auf den in den letzten 20 Jahren geschütteten Kiesbänken im Bereich Engelhartzell (Strom-km 2202 bis 2197) erhoben. Anfang Juli wurden dabei die Kiesstrukturen Engelhartzell (linkes Ufer) sowie Dandlbach, Kramesau und Schattenthal (rechtes Ufer) beprobt. Um ein punktgenaues Verorten von Jungfischen und das Verschneiden mit abiotischen Parametern zu ermöglichen, wurde eine so genannt point-abundance-Erhebung durchgeführt. Dazu wurde ein Anodenring mit 20 cm Durchmesser an einem 3 kW Gleichstromaggregat (Spannung unter Last ca. 600V) verwendet, der zur Verminderung der Scheuchwirkung einige Meter weit auf definierte Uferbereiche geworfen wurde. Im elektrischen Feld befindliche Fische wurden mit einem feinmaschigen Netz (ca. 30 x 35 cm)

gekeschert, wenn möglich im Freiland bestimmt und auf 5 mm Totallänge genau vermessen. Die Wassertiefe der befischten Mikrohabitate wurde auf 5 cm genau gemessen.



Abbildung 4: Geschüttete Kiesbänke auf beiden Ufern bei Engelhartzell

Larvendichten in unterschiedlich vor Wellenschlag geschützten Habitaten in der Wachau

Die Erhebung von Larvendichten erfolgte wie im Oberen Donautal mittels point-abundance-Befischung. Diese wurden am 19. und 20.6.2006 im Bereich Rossatz (Kiesbänke, Rührsdorfer Arm, Jochinger Insel) durchgeführt. Aufgrund des früheren Termins (und kleinerer Fischgrößen) wurde ein Anodenring mit nur 10 cm Durchmesser verwendet. Je nach Fischgröße wurden damit Larven bzw. Jungfische gefangen, welche sich in einem Umkreis von ca. 25 bis 35 cm vom Befischungsmittelpunkt aufhielten.

Auf 596 Befischungspunkten konnten insgesamt 772 Jungfische und Fischlarven gefangen werden, sowie 167 größere Individuen. Es handelte sich dabei vor allem um im Feld nicht näher bestimmbare, juvenile Cypriniden, sowie in geringer Zahl Lauben, Barben, Koppen, Aitel, Hasel, Flußbarsch, Elritze und Bachforellen. Für die konkrete Fragestellung wurden nur Fische bis 30 mm Totallänge ausgewertet. Bei den Befischungspunkten wurden weiteres die Uferneigung und die Exposition gegenüber Wellenschlag aufgenommen.

Statistische Auswertung

Der Zusammenhang zwischen Intensität des Wellenschlags und Wasserstand bzw. Motordrehzahl wird mittels Korrelationsanalyse untersucht. Aufgrund nichtlinearer Zusammenhänge, ordinal skalierten unabhängigen Variablen sowie nicht normalverteilter Variablen werden dazu Rangkorrelationen nach SPEARMAN berechnet.

Auf Unterschiede hinsichtlich der Größe abgedrifteter Jungfische wird mittels T-Test getestet, wobei die Totallängen logarithmiert werden, um die Voraussetzung der Normalverteilung (Kolmogorov-Smirnov-Test) zu erreichen. Auf signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Gruppen wird mittels Post-Hoc Tests nach Scheffé getestet.

Signifikante Unterschiede zwischen den Jungfischdichten auf unterschiedlichen Habitaten in der Wachau werden mittels H-Test (Kruskal-Wallis) geprüft. Paarweise Vergleiche werden mittels U-Test (Mann-Whitney) unter Bonferroni-korrigierten Signifikanzniveaus durchgeführt. Alle statistischen Analysen werden mit der Software SPSS für Windows 11.5.1 gerechnet.

Ergebnisse

Abiotische Charakterisierung des Wellenschlags: Sog und Schwall, Wellenhöhe und Beeinflussungsdauer (Weltenburg)

Eine wesentliche Kennzahl für die Intensität des Wellenschlags ist die maximale horizontale Auslenkung der Wasseranschlagslinie, welche sich als Differenz zwischen der negativen Auslenkung bei Sog und der positiven Auslenkung bei Schwall berechnet. Sie dient als Maß für temporär trocken fallende Gewässerflächen bzw. abgezogenes Wasservolumen aus fischökologisch bedeutsamen Flachwasserbereichen.

In Abbildung 6 sind die maximalen Auslenkungen pro Schiffspassage bei Berg- und Talfahrt sowie bei den drei Terminen bzw. Wasserständen dargestellt. Erkennbar ist eine recht hohe Streuung zwischen den einzelnen Passagen einer Versuchsreihe, welche primär auf etwas unterschiedliche Abstände der Schiffspassagen vom Ufer zurückzuführen ist.

Talfahrten, welche sich relativ zum Ufer durch höhere Rumpfgeschwindigkeiten auszeichnen, verursachen deutlich höhere Auslenkungen. Bei manchen Talfahrten konnte die vorgegebene Drehzahl aus Sicherheitsgründen nicht ganz erreicht werden, daher sind die Auslenkungen in Abbildung 6, Diagramm F (Talfahrt) bei MW niedriger als bei Diagramm E (Bergfahrt). Die höchsten Auslenkungen werden bei der höchsten Schiffsgeschwindigkeit verursacht, sie liegen bei maximal 622 cm Schwall und 580 cm Sog. Damit sind bei der lokal vorherrschenden Ufergeometrie im Querprofil bis zu 12 m temporär direkt durch Trockenfallen beeinträchtigt.



Abbildung 5: Versuchsanordnung bei einer Talfahrt mit 1800 U min^{-1} ; der massive Sog bei der Talfahrt ist anhand der dunklen Kiesflächen gut erkennbar.

Der Zusammenhang zwischen Motordrehzahl und maximalen Auslenkungen (Sog - Schwall) ist bei allen Wasserständen stark positiv ($\rho = 0,86$ bis $0,95$) und statistisch hoch signifikant ($p < 0,01$). Bei 900 und 1400 U min^{-1} kann weiters ein hoch signifikant negativer ($\rho = -0,82$ bzw. $-0,55$), bei 1800 U min^{-1} ein hoch signifikant positiver ($\rho = 0,52$; $p < 0,01$) Zusammenhang mit dem Wasserstand gefunden werden. Poolt man alle Drehzahlen, so ergibt sich keine signifikante Korrelation mit dem Wasserstand.

Ein direkter Vergleich mit den Auslenkungen, die östlich von Wien gemessen wurden (Hirzinger et al. 2002, siehe Abbildung 7) ist nur bedingt sinnvoll, weil die Ufergeometrie nur eingeschränkt vergleichbar ist.

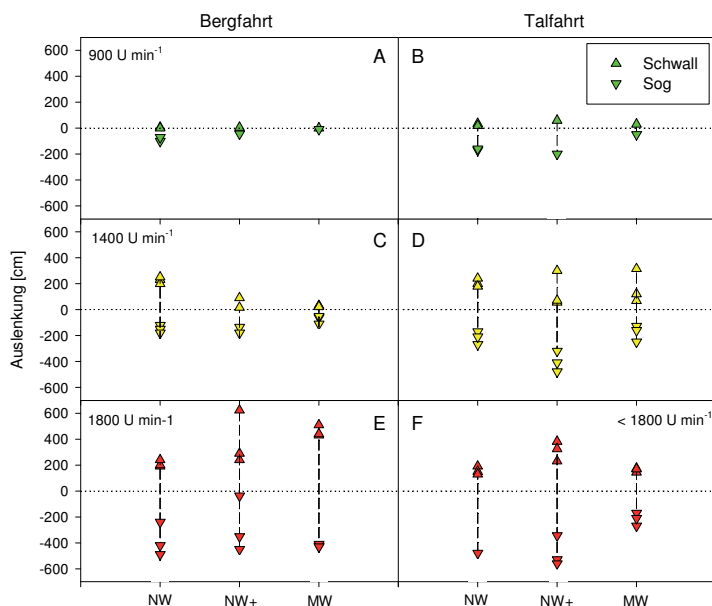


Abbildung 6: Maximale Auslenkungen von Schwall (+) und Sog (-) bei Berg- und Talfahrt, verschiedenen Motordrehzahlen sowie unterschiedlichen Wasserständen (NW .. Niederwasser; NW+ .. erhöhtes Niederwasser; MW .. Mittelwasser). Jeder Pfeil entspricht einer individuellen Schiffspassage.

Die Höhe von Wellen ist ein Faktor, der nicht direkt auf Jungfische wirkt, weil sich unter rein vertikaler Betrachtung in der Welle nur deren Position in der Wassersäule ändert (Hirzinger et al., 2002). Weil die Wellenhöhe jedoch deutlich mit dem Sog und Schwall zusammenhängt, und weniger stark von der Ufergeometrie abhängt, wird sie vergleichend als Indikator für die Intensität des Wellenschlages den Werten östlich von Wien gegenüber gestellt. Es zeigt sich, dass die maximale Wellenhöhe direkt proportional zur Motordrehzahl zunimmt. Die Spannweite des maximalen Hubs von etwa 10 bis knapp 30 cm entspricht in etwa der Variabilität der Wellenhöhe bei verschiedenen Schiffstypen der Donaustricke östlich von Wien.

Im Gegensatz zur Wellenhöhe wirkt die Beeinflussungsdauer als Faktor, der direkt proportionale Konsequenzen für Organismen hat. Anders als bei den sprunghaften Effekten, welche sich durch kurzfristige Überschreitung von Grenzwerten (Sog und Schwall bzw. Überschreitung der "burst speed" von juvenilen Stadien) ergeben, wirkt eine andauernde Belastung in steigender Intensität mit deren Dauer, etwa durch die Verschlechterung der Energiebilanz von Jungfischen. In Abbildung 6 zeigt sich, dass die Beeinflussungsdauer in Weltenburg bei maximal wenigen Minuten liegt, wobei kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Schiffsgeschwindigkeit und der Dauer des Wellenschlages besteht. Der Wasserkörper kommt nicht über längere Zeit ins Schwingen. Daher ergeben sich nur bei den länger dauernden Schiffspassagen bei Bergfahrten längere Beeinflussungsdauern. Im Gegensatz dazu liegen die Werte östlich von Wien (maximal 10 bis über 30 min, stark abhängig vom Schiffstyp) wesentlich höher. Eine kumulierte Betrachtung, beispielsweise durch aufsummierte Amplituden wie bei Schiemer et al. (2004), würde somit über die Zeit eine bei weitem höhere summative Belastung der Uferzonen pro Schiffspassage östlich von Wien ergeben.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Intensität des schiffahrtsbedingten Wellenschlages bei den Versuchen in Weltenburg von Faktoren wie Schiffsgeschwindigkeit, Fahrtrichtung und Wasserstand abhängt. Von besonderer ökologischer Relevanz ist der stark

positive Zusammenhang zwischen Schiffsgeschwindigkeit und maximaler Auslenkung. Im Vergleich zu den östlich von Wien gefundenen Werten werden intensivere Sog und Schwall Phänomene, aber geringere Beeinflussungsdauern gemessen. Diese Unterschiede können primär durch eine unterschiedliche Ufergeometrie und eine geringere Gewässerdimensionen der bayerischen Donau erklärt werden. Der Vergleich der Wellenhöhen weist darauf hin, dass die Energie des schiffahrtsbedingten Wellenschlags in den Uferzonen östlich von Wien eine ähnliche Intensität wie bei den Untersuchungen in der Weltenburger Enge erreicht.

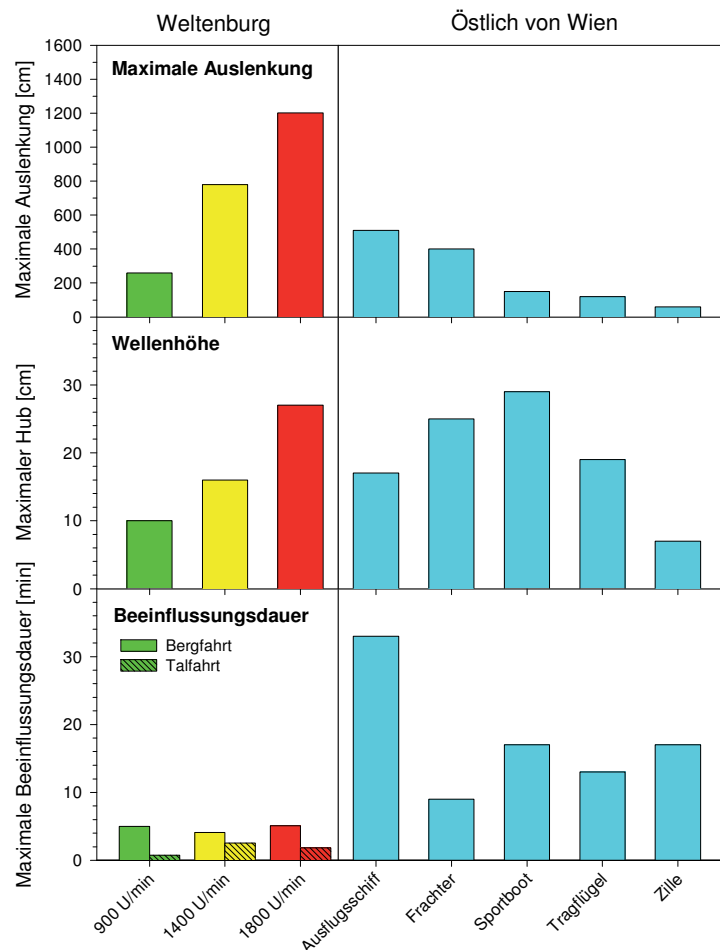


Abbildung 7: Vergleich von maximaler Auslenkung (Sog – Schwall, oben), maximaler Wellenhöhe (Mitte) und maximaler Beeinflussungsdauer (unten) der Untersuchungen in Weltenburg mit östlich von Wien (Schiemer et al. 2004).

Wellenschlag-induzierte Jungfischdrift (Weltenburg)

Bei den in den Driftnetzen gefangenen Fischen handelt es sich mit Ausnahme von 3 juvenilen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*) ausschließlich um Cyprinidenlarven.

Die Driftdichte bei den Referenzversuchen liegt bei nur wenigen Individuen pro 100 m³ (siehe Tabelle 4) und liegt damit auf einem ähnlichen Niveau wie die Cypriniden-Driftdichte unter Tags am oberen Ende des Marchfeldkanals (Zitek, Schmutz & Ploner, 2004). Östlich von Wien konnten auch in der Nacht nur etwas höhere Driftdichten gefunden werden (10±15 Ind. 100 m⁻³, Lechner et al. 2010).

Bei den ermittelten Driftdichten unter Beeinflussung durch Schiffspassagen besteht bei allen Versuchen ein Zusammenhang mit dem Uferabstand: In den ufernahe exponierten Netzen

werden höhere Werte gemessen als in den uferferneren (siehe Abbildung 8). Dieser Zusammenhang ist nur beim Versuch mit 1800 U min^{-1} signifikant (Korrelation nach Spearman).

Weiters zeigt sich, dass mit erhöhter Schiffsgeschwindigkeit deutlich steigende Driftdichten auftreten. Während beim Referenzversuch und bei den zwei geringeren Geschwindigkeiten nur wenige Individuen pro Kubikmeter abdriften, kommt es bei 1800 U min^{-1} zu deutlich erhöhten Driftdichten, vor allem beim ufernahen und mittleren Netz (siehe Abbildung 8).

Tabelle 5: Anzahl von Larven/Jungfischen und Driftdichten bei dem Versuch am 23.6.2005

	Netz	Referenz	900 U min^{-1}	1400 U min^{-1}	1800 U min^{-1}
Netze		6	6	6	6
Gefangene Individuen		20	24	39	774
Driftdichte [Ind. 100 m^{-3}]					
Profil A	1	0,0	2,7	4,1	116,3
-	2	0,3	1,4	1,5	24,2
-	3	0,0	0,7	1,2	3,3
Profil B	4	3,6	0,7	1,4	158,2
-	5	2,5	2,0	0,3	27,1
-	6	0,2	0,7	1,1	6,7
Mittelwert [Ind. 100 m^{-3}]		1,1	1,4	1,6	56,0
Standardabweichung		1,5	0,8	1,3	65,0

Im Profil B treten beim Versuch mit 1800 U min^{-1} höhere Driftdichten auf als im Profil A. Dies ist insofern plausibel, als stromauf Profil B weitgehend die gesamte Kiesbank dem Wellenschlag ausgesetzt war, während nur etwa ein Drittel der Kiesbank stromauf Profil A liegt (siehe Abbildung 2). Dass der Unterschied nicht noch deutlicher ausfällt, könnte mit der tieferen Exponierung der Netze im Profil B zusammen hängen.

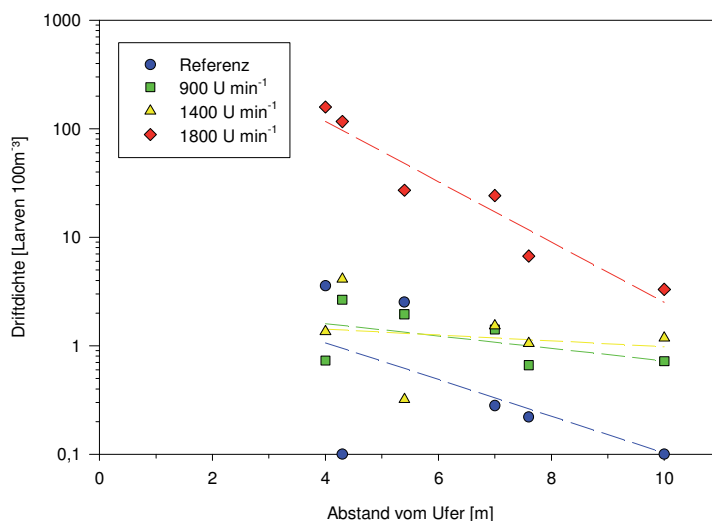


Abbildung 8: In den einzelnen Netzen in Abhängigkeit von Motordrehzahl und Uferabstand gemessene Driftdichten (logarithmische Y-Achse).

Ein Hochrechnen der Driftdichten auf die Breite der Kiesbank ist insofern problematisch, als aus dem Segment zwischen Uferanschlagslinie und den ufernahen Netzen keine Daten zur Verfügung stehen (Wassertiefe zu gering für ein Driftnetz). Aufgrund eines exponentiellen Rückgangs der Driftdichten in Abhängigkeit vom Uferabstand ist wahrscheinlich davon auszugehen, dass in diesem Flachwasserbereich die höchsten Driftdichten auftreten.

Für eine Abschätzung werden die Driftdichten zwischen den 3 Netzen pro Profil linear interpoliert und auf die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten auch zwischen den Netzen bezogen. Als vorsichtige Annahme wird für die Driftdichte zwischen Uferanschlagslinie und erstem Netz die Driftdichte des ufernahen Netzes als konstant angenommen. Mit diesem Ansatz lässt sich die Driftrate (Larven pro Zeit) auf der gesamten Kiesbank (bis zum äußeren Netz) grob abschätzen (siehe Abbildung 9). Es ergeben sich Werte zwischen 3 und 30 Individuen (Referenz), 50 - 80 (900 bzw. 1400 U min⁻¹) und 1000 - 1800 Individuen pro Stunde bei 1800 U min⁻¹. Diese Werte unterschätzen aus dem genannten Grund die gesamt durch die Schiffspassagen induzierte Larvendrift. Es kann aber zumindest dargestellt werden, dass die Driftrate auf der Kiesbank bei intensivem Wellenschlag um 2 Größenordnungen (Faktor ca. 100) ansteigt.

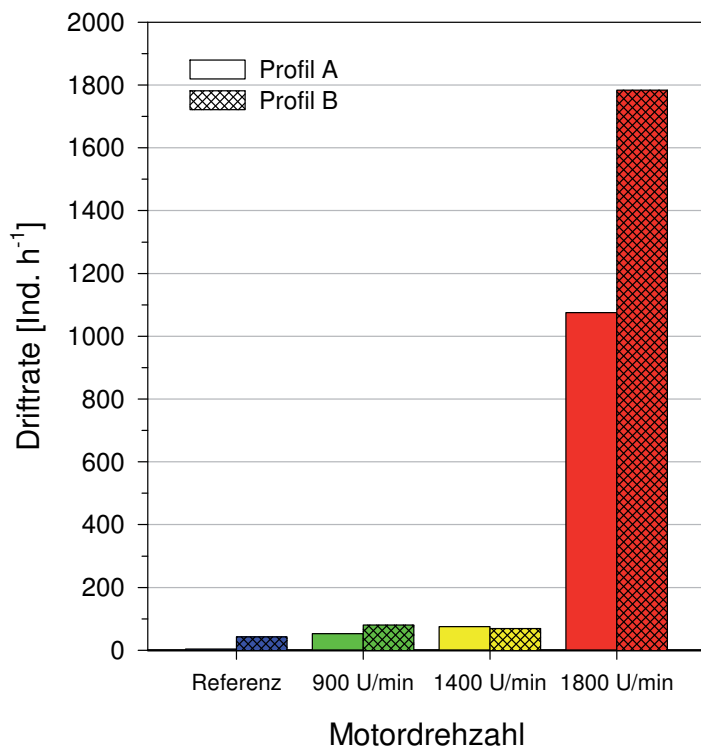


Abbildung 9: Abgeschätzte Driftrate bei Profil A und B.

Größe abdriftender Fische (Weltenburg)

Bei steigender Schiffsgeschwindigkeit kommt es zu einer Erhöhung der Größe der Fische in der Drift. Im Mittel werden bei der schnellsten Schiffspassage um 3 bis 4 mm größere Fische abgetrieben (siehe Abbildung 10 sowie Balken in Abbildung 11). Die Größenunterschiede zwischen den Gruppen sind höchst signifikant mit $p < 0,001$. Der Post-Hoc Test zeigt, dass zwischen Referenz, 900 U min⁻¹ und 1400 U min⁻¹ keine signifikanten Unterschiede bestehen, sich diese drei Gruppen aber höchst signifikant von den Ergebnissen bei 1800 U min⁻¹ unterscheiden.

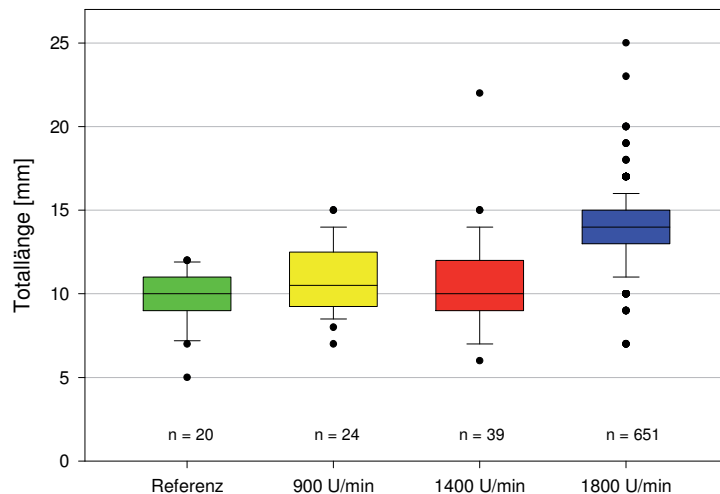


Abbildung 10: Größenverteilung der Larven bei verschiedenen Schiffsgeschwindigkeiten

Zur Erklärung dieses Befundes ist die Hypothese plausibel, dass größere Larven aufgrund ihrer höheren Schwimmleistungen eine höhere Driftresistenz aufweisen (Harvey, 1987). Eine gute Maßzahl dafür stellt die Sprintgeschwindigkeit („burst speed“) dar, also jene Geschwindigkeit, die ein Fisch kurzzeitig bis zu 20 Sekunden erreichen kann (Beamish, 1978).

Diese Sprintgeschwindigkeiten sind größen- und artspezifisch verschieden. Durch sondierende Uferzugnetzbefischungen auf der Kiesbank in Weltenburg sowie Sichtbeobachtung größerer Juveniler kann davon ausgegangen werden, dass sich die Larven bzw. Jungfische dort vorwiegend aus den Arten Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Aitel (*L. cephalus*) sowie Laube (*A. alburnus*) zusammensetzen. Durch Stranden und in den Driftnetzen sind weiters Barbe (*B. barbuis*), Bitterling (*Rhodeus amarus*) und Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) auf der gegenständlichen Kiesbank nachgewiesen.

In Abbildung 11 werden die Größen der beim gegenständlichen Versuch gefangenen Larven den burst speeds verschiedener bei Weltenburg häufiger Cyprinidenarten gegenüber gestellt. Es zeigt sich, dass beim Referenzversuch überwiegend Larven von 10 mm Länge abdriften. Bei heimischen Arten handelt es sich dabei in der Regel um die Larvenstadien L1 bis L3 nach Peñáz (1974). Derartig kleine Larven können nur Geschwindigkeiten von etwa 0,15 - 0,20 m s⁻¹ erreichen. Hingegen werden beim Versuch mit 1800 U min⁻¹ Larven von meist 12 - 13 mm abgedrftet, die in dieser Größe in der Regel den Larvenstadien L3 bis L5 zuzuordnen sind (Zitek et al. 2004). Larven in dieser Größe können bei kurzen Sprints maximal 0,20 bis 0,35 m s⁻¹ schnell schwimmen.

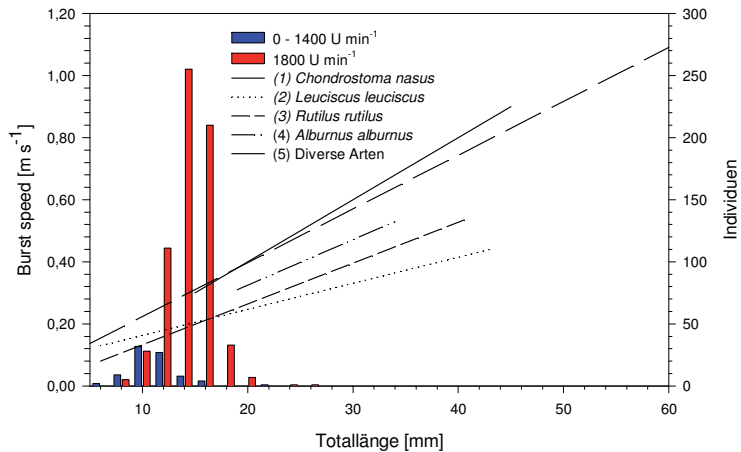


Abbildung 11: Linien: Burst Speed juveniler Stadien der bei Weltenburg vorherrschenden Cypriniden Nase, Hasel, Rotaugen, Laube, sowie vieler Arten zusammengefasst. Aus: 1 .. Flore et al. (2001); 2, 3 .. Garner (1999); 4 .. Pavlov (1989); 5 .. Wolter & Arlinghaus (2003); Histogramm: Totallängen der Driftnetzfänge bei Referenz, 900 U min⁻¹ und 1400 U min⁻¹ gepoolt (blau) sowie bei 1800 U min⁻¹ (rot).

Angesichts der erhöhten Drift bei starken Wellenereignissen kann als fischökologisch besonders relevanter Aspekt des Wellenschlags ein Absaugen von Jungfischen aus strömungsgeschützten Flachwasserzonen abgeleitet werden. Dieser Effekt dürfte insbesondere bei den starken Sog-Erscheinungen am Anfang der Wellenereignisse auftreten. Wie Messungen von Strömungsgeschwindigkeiten von schiffahrtsbedingten Wellen zeigten, treten dabei Strömungsgeschwindigkeiten bis über 1 m s⁻¹ auf (Hierzinger et al., 2002; Wolter & Arlinghaus, 2004).

Diese Geschwindigkeiten liegen deutlich über den Sprintgeschwindigkeiten der beim gegenständlichen Versuch abgedrifteten Fische. Der tatsächlich nachweisbare Größenunterschied zwischen den Versuchen kann plausibel durch die verschiedenen Schwimmgeschwindigkeiten der Größenstadien und damit unterschiedliche Resistenz gegenüber dem Absaugen aus Flachwasserzonen interpretiert werden.

Dabei ist zu ergänzen, dass sich auch bei deutlich geringeren Strömungsgeschwindigkeiten negative Effekte ableiten lassen, etwa durch einen erhöhten Energieaufwand zur Aufrechterhaltung der Position. Auch andere Aspekte, wie Trübung, Turbulenz, verringerte Wassertemperatur im ufernahen Flachwasser etc. können eine große Rolle spielen.

Stranden von Fischen (Weltenburg)

Nicht nur das Absaugen von Fischlarven aus Uferzonen kann als kritische Auswirkung schiffahrtsbedingter Wellen angesehen werden. Umgekehrt entstehen auch Schwall-Effekte, bei denen Wellen mehrere Meter ans Ufer schwappen (siehe Abbildung 5) und dabei Jungfische zum Stranden bringen können. Grundsätzlich läuft das ausufernde Wasser inkl. mittransportierter Partikel über die Kiesbank wieder zurück. Allerdings kann es durch Fallen-Effekte auf der rauen Kiesoberfläche sowie durch Infiltration in den Kieskörper leicht auch zum irreversiblen Stranden von Fischen mit akut letaler Folge kommen.

Beim gegenständlichen Versuch in Weltenburg wurde versucht, nach jeder Schiffspassage gestrandete Fische durch intensives Absuchen der durch den Schwall benetzten Kiesbank aufzusammeln. Die Zahl gestrandeter Tiere ist im Freiland schwer messbar, weil Fischlarven

und kleine Juvenile auf der feuchten Oberfläche bzw. im Kieslückenraum nur sehr schwer wahrnehmbar bzw. zählbar sind. Die Ergebnisse können aufgrund dieser methodischen Schwierigkeiten nur eingeschränkt quantitativ interpretiert werden.

Tabelle 6: Zahl und Größe gestrandeter Jungfische bzw. gefundenen Larven pro Schiffspassage

Schiffspassage	900 U min ⁻¹	1400 U min ⁻¹	1800 U min ⁻¹
Bergfahrt 1	-	-	-
Talfahrt 1	-	1 Bitterling 2 Barben 50mm 1 Aitel 40 mm 25 Larven	1 Larve
Bergfahrt 2	-	-	-
Talfahrt 2	-	1 Aitel 55 mm 1 Larve	1 Larve
Bergfahrt 3	-	-	-
Talfahrt 3	-	-	2 Larven

Bei 900 U min⁻¹ kann kein Stranden beobachtet werden, ebenso wenig bei Bergfahrten auch mit den hohen Geschwindigkeiten (siehe Tabelle 6). Dabei treten nur vergleichsweise geringe Sog-Schwall-Amplituden auf (siehe Abbildung 6).

Die mit Abstand größte Zahl von gestrandeten Jungfischen wird bei der ersten Talfahrt bei 1400 U min⁻¹ dokumentiert. Nach dieser Schiffspassage, die erstmals in der Versuchsserie zu einer größeren Auslenkung (3,20 m Sog und 2 m Schwall) führt, bleiben zumindest 25 gestrandete Larven und 4 größere Juvenile auf der untersuchten Teilstrecke der Kiesbank zurück. Bei den folgenden Ereignissen mit teils drastisch höheren Auslenkungen (bis maximal 5,60 m Sog und 6,22 m Schwall) können nur mehr einzelne gestrandete Fische gefunden werden.

Erstaunlich ist, dass auch vergleichsweise große und schwimmstarke Jungfische, beispielsweise zwei Barben bei 50 mm Länge, ans Ufer geschwemmt werden. Fische in dieser Größe können durchaus schon Sprintgeschwindigkeiten von etwa 1 m s⁻¹ erreichen (vgl. Abbildung 11).



Abbildung 12: Auf der Schotterbank bei 1800 U min⁻¹ gestrandete Barben

Das Ergebnis zeigt, dass bei Wellenereignissen Fischlarven in größerer Zahl stranden können. Die gefunden Stückzahlen beziehen sich nur auf 10 m Uferlänge und unterschätzen durch die

eingeschränkte Erkennbarkeit im Feld die gesamte Zahl auch auf diesem Teilstück wohl deutlich.

Visuelle Beobachtungen der Seichtwasserbereiche vor, zwischen und nach den Schiffspassagen weisen darauf hin, dass die anfänglich besonders hohen Larvendichten im wenige cm tiefen Wasser nahe der Anschlaglinie nach der ersten Talfahrt mit 1400 U min^{-1} nicht mehr beobachtet werden können. Die Wahrnehmung, dass die Larven Großteils aus dem Seichtwasserbereichen verschwunden sind wird durch die Tatsache erhärtet, dass bei den weiteren Schiffspassagen mit 1400 U min^{-1} und 1800 U min^{-1} die Anzahl der strandenden Fische wesentlich geringer ist.

Die Abnahme der Zahl gestrandeter Fische trotz zunehmender Sog-Schwall -Auslenkung kann durch einen „Überraschungseffekt“ bei der ersten schnelleren Talfahrt und eine Ausdünnung der ufernahen Larvendichte bzw. einen uferferneren Aufenthalt der bereits gestörten Fische bei den darauf folgenden Versuchen erklärt werden. Dass ein Großteil der Larven bei den Passagen mit 1400 U min^{-1} bereits verdriftet wurde, kann aufgrund des erst bei 1800 U min^{-1} erfassten starken Anstiegs der Driftraten praktisch ausgeschlossen werden.

Mögliche Erklärungen für das Verschwinden der Larven aus den Seichtbereichen sind, dass einerseits die Larven in großer Zahl gestrandet sind und dies aufgrund der Lückigkeit des Substrats nur oberflächlich erfasst werden konnte. Andererseits, dass die Fischlarven nach der Störung in uferferneren Bereichen geblieben sind.

Im Fall des Ortswechsels in uferfernere Bereiche handelt es sich bei schwimmschwachen, frühen Larven vermutlich weniger um einen aktiven, durch Wellenschlag induzierten Habitatwechsel, sondern eher um einen passiven Prozess („Durchmischung“). Ihr Aufenthaltsort verlagert sich durch Sog und Turbulenz aus den Flachwasserhabitaten in tiefere Uferzonen.

Sowohl von aktiven Verhaltensweisen als auch von passiven Mechanismen können ein erhöhter Energieaufwand, ein verringertes Wachstum durch geringere Wassertemperaturen und höhere Fließgeschwindigkeiten außerhalb der Seichtzonen sowie eine erhöhte Mortalität durch Prädation abgeleitet werden.

Bei sehr häufigen bzw. lang andauernden Wellenereignissen, wie sie in der Wasserstraße der österreichischen Donau auftreten (Hirzinger et al. 2002), kann auch bei einer pro Schiffspassage geringen Wahrscheinlichkeit des Strandens bzw. den angesprochenen subletalen Effekten kumulativ eine sehr hohe Mortalität von Jungfischen auftreten.

Im Fall des Strandens ist von einer sehr hohen Mortalität auszugehen. Nur in seltenen Fällen ist anzunehmen, dass gestrandete Fischlarven oder Jungfische durch Schwimmen im Lückenraum des Kiesel oder durch Zappeln wieder in den Fluss zurückfinden.

Tiefenabhängige Habitatnutzung in einer Stauwurzel (Oberes Donautal)

Im Weiteren soll die Verteilung von Jungfischen in Habitaten an der österreichischen Donau charakterisiert und in Hinblick auf den Wellenschlag diskutiert werden.

Vorweg ist dabei von Interesse, in welcher Wassertiefe sich Jungfische primär aufhalten. Wie Erhebungen aus der Fließstrecke östlich von Wien zeigen, stellen Flachwasserzonen die entscheidenden Jungfischhabitate im Hauptstrom dar (Keckeis et al. 1997; Winkler et al. 1997).

Die Uferzonen in Stauwurzeln sind deutlich weniger angeströmt als jene in den Fließstrecken. Künstlich geschaffene Kiesstrukturen werden nichts desto trotz von flusstypischen rheophilen Fischarten in sehr hohen Dichten besiedelt und können einen starken Beitrag zur Re-Etablierung leitbildkonformer Fischzönosen leisten (Zauner, Pinka & Moog, 2001). Am Beispiel von Mikrohabitat-bezogenen Jungfischerhebungen auf derartigen Kiesstrukturen in der Stauwurzel des KW Aschach kann gezeigt werden, dass auch hier eine stark selektive Besiedelung der Seichtbereiche durch Jungfische erfolgt.

Die Kiesstrukturen sind Anfang Juli in Tiefen bis etwa 30 cm sehr dicht von heimischen 0+ Jungfischen besiedelt (im Mittel 7 Individuen pro Punkt; 85 % davon juvenile Nasen bei 30-40 mm TL), während tiefere Bereiche fast unbesiedelt sind (siehe Abbildung 13). Vor Blockwurfufer treten deutlich geringere Jungfischdichten auf (im Mittel 1 Ind. pro Punkt; Daten nicht dargestellt).

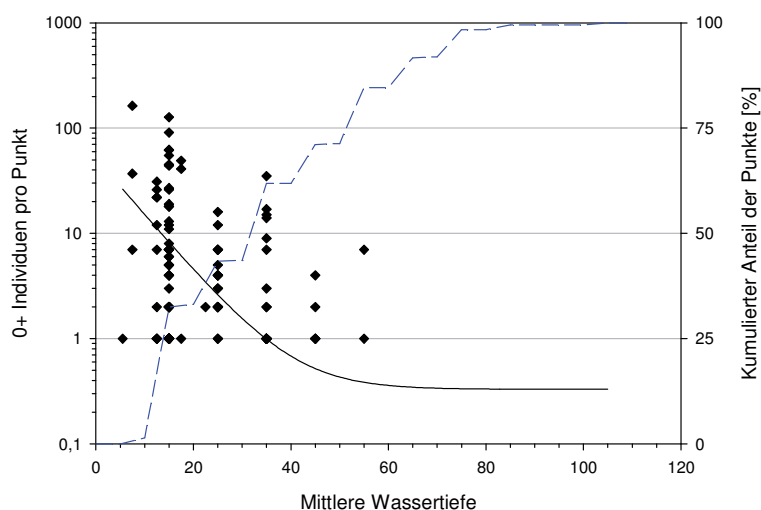


Abbildung 13: Tiefenverteilung von Jungfischen (0+ heimischer Arten im Juli 2010) auf künstlich geschaffenen Kiesbänken der Stauwurzel KW Aschach. Nullfänge aufgrund der logarithmischen Skalierung nicht darstellbar. Schwarze Linie: Regressionsgerade. Blaue Linie: Kumulierte Tiefenverteilung der 422 befischten Punkte; n = 1386 0+ Fische heimischer Arten.

Wie die Messungen der Wellen gezeigt haben, werden die intensiv besiedelten, flachen Kiesuferbereiche physikalisch besonders stark vom Wellenschlag beeinflusst. Angesichts der diurnal unterschiedlichen Mikrohabitatwahl von Jungfischen (Copp & Jurajda, 1993) ist davon auszugehen, dass juvenile Stadien vieler Arten in der Nacht noch seichtere Uferbereiche aufsuchen. Daher ist von einer besonders hohen Brisanz des schiffahrtsbedingten Wellenschlags im Bereich von strukturierten Stauwurzeln auszugehen.

Jungfischdichten in Abhängigkeit vom Wellenschlagschutz (Fließstrecke Wachau)

Werden dem Wellenschlag exponierte Uferzonen einerseits hinsichtlich ihrer Habitateignung für Jungfische beeinträchtigt, und führt der Einfluss des Wellenschlags andererseits zu einer verstärkten Ausdrift oder zum Stranden, so müssten im Freiland in vor Wellenschlag geschützten Habitaten tatsächlich deutlich erhöhte Dichten zu beobachten sein (Arlinghaus et al. 2002).

Als problematisch bei der Untersuchung dieser Fragestellung stellt sich dar, dass in den heute stark degradierten Uferzonen der Donau kaum vor Wellenschlag geschützte Jungfischhabitate bestehen, die mit Ausnahme dieses Faktors mit Habitaten im Hauptstrom vergleichbar sind. Im Zuge des „Life-Projekts Wachau“ und des „Kiesstrukturen Projekts“ der via donau wurden permanent, also auch bei Niederwasser durchströmte Nebenarme und Insel-Hinterrinner-Situationen mit lokal sehr attraktiven Flachwasserzonen geschaffen. Gleichzeitig liegen auch im direkt angrenzenden Hauptstrom hinsichtlich Uferstruktur (Uferneigung, Anströmung) vergleichbare Habitate vor. Daher bieten sich hier überaus günstige Voraussetzungen, um diese Fragestellung zu bearbeiten.

Durch Vergleich der Jungfischdichte dieser Habitate kann auf den Einfluss des wesentlichen Unterschieds – die Exponierung gegenüber Wellenschlag – rückgeschlossen werden. Dabei werden „voll geschützte“ Habitate in Nebenarmen oder Hinterrinnern, „gegen Abdrift geschützte“ Habitate, die zwar im Hauptstrom, aber in Buchtsituationen mit reduzierter Anströmung liegen, sowie Habitate „ohne Wellenschlagschutz“ im Hauptstrom unterschieden (siehe Abbildung 14).

Durch die Beprobung verschiedener Bereiche am rechten und linken Donauufer mit verschiedenen Uferstrukturen (Uferneigung, Anströmung) und Kategorien des Schutzes vor Wellenschlag wurde eine mögliche Verzerrung der Ergebnisse durch lokale Einflüsse wie z. B. die Nähe zu Laichplätzen vermieden.

Vorweg sind deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von den vorliegenden Entwicklungsstadien zu erwarten. Es wird ein früher Erhebungstermin Mitte Juni gewählt, bei dem kleine, schwimmschwache Fischlarven auftreten. Es handelt sich bei den gefangenen 0+ Fischen überwiegend um nicht näher bestimmte Cypriniden bei Totallängen von 15 bis 20 mm.

Zusätzlich wird die Uferneigung an den befischten Punkten aufgenommen. Es zeigt sich, dass ein deutlicher Zusammenhang zwischen Uferneigung und Jungfischdichten besteht: Flach geneigte Uferzonen werden wesentlich dichter besiedelt als steile (Daten hier nicht dargestellt, siehe Zauner, Ratschan & Mühlbauer, 2008). In den vor Wellenschlag geschützten Habitaten werden anteilig mehr steile Uferzonen befischt als auf den nicht geschützten flachen Kiesbänken im Strom. Dies würde die Nullhypothese („kein negativer Einfluss des Wellenschlags auf die Fischdichte“) unterstützen.

Die Daten zeigen aber trotz dieser Datenstruktur sehr deutlich, dass vor Wellenschlag geschützte Habitate weit höhere Jungfischdichten aufweisen. Der Test auf Unterschiede (Kruskal-Wallis-Test) zeigt, dass sich die Jungfischdichten der drei Habitatgruppen höchst signifikant unterscheiden ($p < 0,001$).

Während die nicht geschützten Kiesbänke kaum besiedelt sind (im Mittel 0,04 Jungfische pro Punkt), treten auf Habitaten mit Schutz vor Abdrift (1,4) und vollständigem Schutz (2,0) deutlich höhere Fischdichten auf. Von diesem Ergebnis kann ein stark negativer Effekt des Wellenschlags auf juvenile Cypriniden abgeleitet werden.

Die Gruppen „vollständiger Schutz“ und „Schutz vor Abdrift“ unterscheiden sich hingegen nicht signifikant voneinander. Davon kann abgeleitet werden, dass Buchten bei gegebenem Wellenschlag Jungfischen deutlich günstigere Mikrohabitatbedingungen bieten als lineare Kiesbänke. In Anbetracht der Ergebnisse von den Driftversuchen kann als diesbezüglich

wichtiger Faktor eine verringerte Abdrift durch den vom Wellenschlag verursachten Sog angenommen werden (vgl. Arlinghaus, 2002).



Abbildung 14: Beispielhafte Lage von Jungfischhabitaten mit unterschiedlichem Schutz vor Wellenschlag. Nebenarm Pritzenau und Kiesbank im Bereich Rührsdorf. Luftbild: Foto Haslinger

Tabelle 7: Ergebnis der point abundance Befischung (nur Individuen ≤ 30 mm TL)

	Wellenschlagschutz			TOTAL
	Voll geschützt	gegen Abdrift	kein Schutz	
Befischte Punkte	269	157	170	596
Gefangene Individuen	540	225	7	772
Mittelwert pro Punkt	2,01	1,43	0,04	1,30

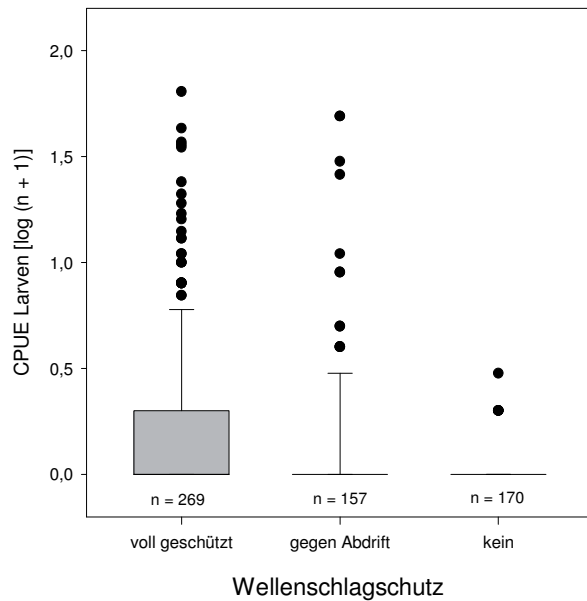


Abbildung 15: Logarithmierter CPUE (Fangzahl pro Befischungspunkt) von Jungfischen und Larven ≤ 30 mm TL in Uferzonen der Wachau mit unterschiedlichem Wellenschlagschutz. n .. Zahl befischter Punkte.

Rekrutierung der Leitfischart Nase (Fließstrecke Wachau)

Die Nase als ehemals wohl häufigste Großfischart der Donau kann – auch aufgrund der guten Erfassbarkeit bei Elektrofischungen – stellvertretend als Indikatorart für viele rheophile Fische der Donau stehen. Aufgrund der ausgeprägten Habitatpräferenz juveniler Nasen für seichte Uferzonen ist eine besonders hohe Sensibilität der Nase gegenüber schiffahrtsbedingtem Wellenschlag zu erwarten.

Der Populationsaufbau der Nase in der Wachau zeigt in den letzten 25 Jahren eine hohe Dynamik (siehe Abbildung 16). Bei den dargestellten Daten werden alle den Autoren verfügbaren Erhebungen eingearbeitet, wobei nur die gut vergleichbaren Fänge mit dem Anodenrechen berücksichtigt werden.

Die Aussagekraft einzelner Termine bedarf einer vorsichtigen Interpretation. Beispielsweise ist die allgemein geringe Anzahl nachgewiesener Fische im Sommer 2003 als nicht repräsentativer Ausreißer zu betrachten, der durch die extremen Verhältnisse (Niederwasser, hohe Wassertemperatur) bedingt sein dürfte. Dies kann zu einer uferfernen, tiefen Habitatwahl vieler Fische und damit schlechten Nachweisbarkeit führen. Umso wertvoller sind die mittlerweile langen Zeitreihen mit vergleichbarer Methodik bei denen Ausreißer gut erkennbar sind.

Bei Erhebungen in den 1980er Jahren stellte die Nase immerhin 56% der Gesamtbiomasse (Waidbacher et al. 1989). Dieser besonders hohe Anteil dürfte auch mit dem Einstau des KW Altenwörth zusammenhängen, wodurch Nasen, die die Fließstrecke des heutigen Stauraums bevölkerten, nach dem Einstau im Jahr 1976 in die Wachau auswichen. Die Nasendichte in der Wachau kann sich dadurch aber maximal verdoppelt haben.

Seit diesen umfangreichen Aufnahmen ist ein fortschreitender Rückgang adulter Nasen dokumentiert. Darüber hinaus waren mit Ausnahme der letzten Jahre keine nennenswerten Dichten von juvenilen oder subadulten Exemplaren nachweisbar, welche eine erfolgreiche Reproduktion belegen würden. Dass dafür nicht nur methodische Unzulänglichkeiten oder

zufällige zeitliche Schwankungen verantwortlich sind, legen die umfangreichen Erhebungen, die langen Zeitreihen und die eingebrochenen Adultfischbestände nahe, die sich am Plausibelsten durch das geringe Jungfischaufkommen in der Vergangenheit erklären lassen.

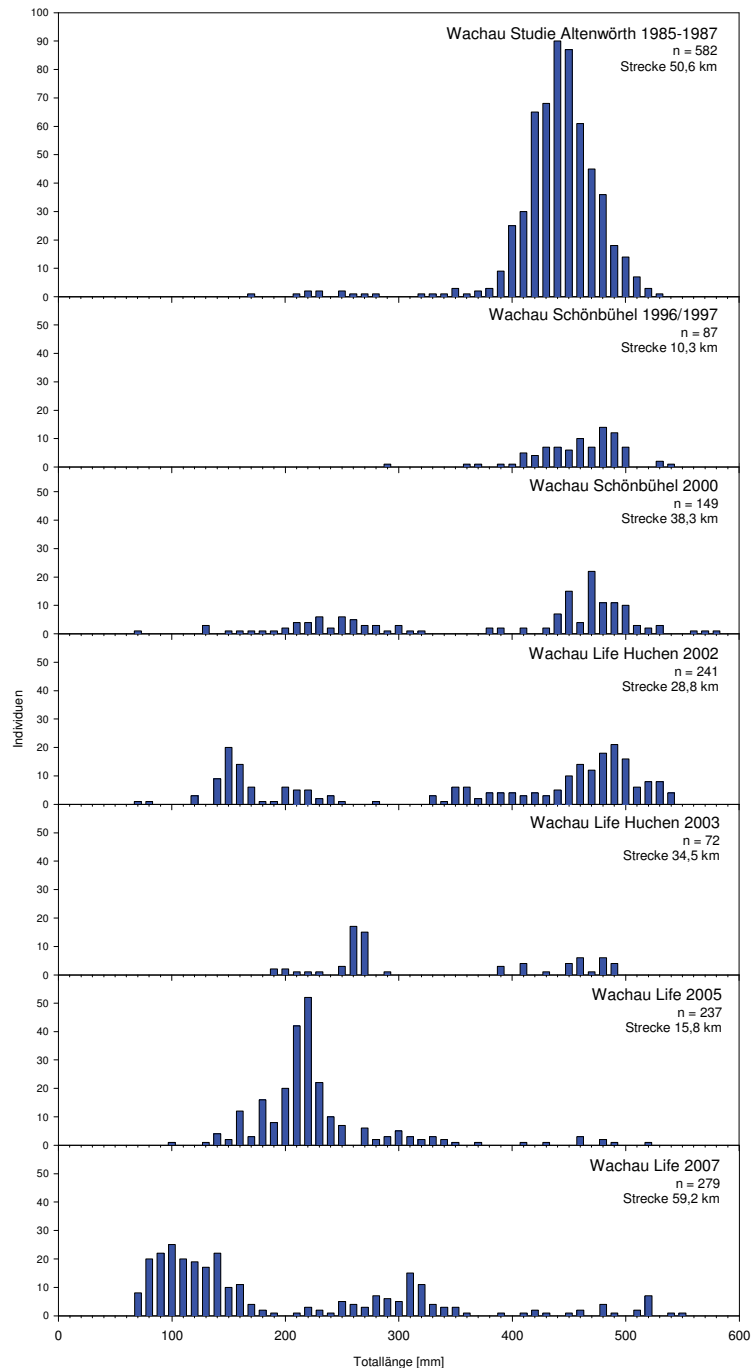


Abbildung 16: Entwicklung der Populationsstruktur der Nase (*Chondrostoma nasus*) in Abschnitten der Wachau bei Studien aus dem Zeitraum 1985 - 2007. Nur Fänge mit dem Anodenrechen (Summe der befischten Streifenlänge in Kilometer).

Der nunmehr sehr geringe Bestand adulter Nasen wurde auch im Zuge der Erhebungen zum LIFE Natur Projekt Lebensraum Huchen dokumentiert. Dabei wurden im Jahre 2002 in den Zubringer Pielach einwandernde Nasen markiert und nach deren Rückwanderung in die

Wachau im Herbst wieder gefangen. Es konnte damit erstmals die absolute Populationsgröße einer Fischart (Nase) in einem Donauabschnitt bestimmt werden (Zitek, Schmutz & Jungwirth, 2004). Eine Fang-Wiederfang-Rechnung ergab, dass es im Jahr 2002 in der Wachau nur mehr rund 4.500 adulte Nasen gab (95% Konfidenzintervall 3.000-7.700).

Betrachtet man die Kohorte der adulten Nasen in Abbildung 16 und verfolgt deren Entwicklung seit 2002, so zeichnet sich ein weiterer dramatischer Rückgang ab, der plausibel durch eine (altersbedingte) Mortalität von Adulten bei geringer Rekrutierung erklärbar ist. Mit Stand 2007 ist daher von einem extrem geringen Bestand adulter Nasen in der Wachau auszugehen, der möglicherweise nur mehr bei wenigen hundert Exemplaren liegt.

Im Zuge der Erhebungen 2002, 2005 und 2007 werden erstmals auch juvenile Nasen in größerer Zahl bei der Befischung mit dem Anodenrechen in der Wachau nachgewiesen. Der deutliche Peak der 2+ Nasen im Sommer 2005 dürfte dabei durch ein sehr gutes Jungfischauftreten im sehr trockenen Sommer 2003 in Kombination mit einer guten Fängigkeit bei steigender Wasserführung bei der Befischung begünstigt worden sein.

Besonders bemerkenswert ist, dass diese 2005 dokumentierte, starke Kohorte juveniler Nasen 2007 bereits in das subadulte Stadium vorgerückt ist und wahrscheinlich in weiterer Folge einen erstarkenden Bestand adulter Nasen begründen wird.

In der Diskussion soll diese Entwicklung in Zusammenhang mit der Schaffung von vor Wellenschlag geschützten Habitaten in der Wachau beleuchtet werden.

Das älteste Beispiel für eine derartige Struktur ist die bereits im Jahr 1998 geschaffene Struktur „Jochinger Insel“, ein je nach Wasserstand 150 bis 300 m lange Kiesinsel die bereits bei Niederwasser hinterströmt wird (siehe Abbildung 17).



Abbildung 17: Die Jochinger Insel aus der Sicht des Hinterrinners bei Mittelwasser – ein geschüttetes Insel-Nebenarmsystem in der Wachau.

Bei gezielten Strukturbefischungen mit der Polstange, die im Zuge des Life Projekts Wachau durchgeführt wurden, konnten teils deutlich höhere Nachweiszahlen juveniler Nasen als mit der Streifenbefischung erbracht werden. Mit beiden Methoden wurde die Innen- und Außenseite der Jochinger Insel an drei unterschiedlichen Terminen im Mai, Juli und August mit ähnlichem Aufwand befishet. Es zeigt sich, dass die exponierte Außenseite fast nicht von 0+ Nasen besiedelt wird, während im „Hinterrinner“ enorm hohe Dichten gefunden werden. 1+ Nasen um 100 mm (1+) halten sich hingegen auch an der Außenseite in ähnlichen Dichten auf.

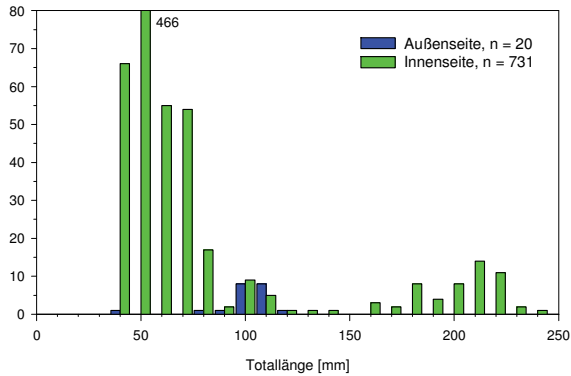


Abbildung 18: Nachweise juveniler und subadulter Nasen (*Chondrostoma nasus*) auf der Innen- und Außenseite der „Jochinger Insel“. Rechen- und Polstangenbefischungen 2005-07.

Auch auf flachen Uferbereichen der im Zuge des Life-Projekts Wachau neu geschaffenen, ständig durchströmten Nebenarme können weit höhere Jungfischdichten dokumentiert werden als in exponierten Flachuferzonen des Hauptstroms (hier nicht dargestellt; siehe Zauner, Ratschan & Mühlbauer, 2008). Der Schutz vor Wellenschlag ist als entscheidender Faktor für die Attraktivität dieser Strukturen zu diskutieren bzw. dürfte wesentlich dafür verantwortlich sein, dass die Rekrutierung von Jungfischen begünstigt oder überhaupt ermöglicht wird.

Diskussion

Der schiffahrtsbedingte Wellenschlag beeinträchtigt auf verschiedene Weise Larval- und Jungfischhabitate in den Uferzonen großer Flüsse (Arlinghaus et al. 2002; Schiemer et al., 2004; Zauner, Mühlbauer & Ratschan, 2007). Besonders die sehr schwimmschwachen frühen Larvenstadien benötigen strömungsberuhigte Flachwasserzonen und reagieren daher empfindlich gegenüber Wellenschlag.

Bei der physikalischen Ausgestaltung von Wellen nach Schiffspassagen bestehen starke Unterschiede in Abhängigkeit von der Fahrtrichtung und vom Schiffstyp (Schiemer et al., 2004). Wie die gegenständlichen abiotischen Messungen gezeigt haben, ist die Dauer der Wellenbelastung stark von der Flussdimension abhängig – in einem kleineren Gewässer wie der bayerischen Donau bleibt sie weit kürzer als an der österreichischen Donau. Weiters zeigen die Ergebnisse recht deutlich, dass die Intensität des Wellenschlags stark von der Geschwindigkeit der Schiffspassage abhängt.

Durch die Regulierung und die Stauerrichtungen an der Donau sind vor schiffahrtsbedingtem Wellenschlag geschützte Bereiche sukzessive verschwunden und heute fast nur mehr in Altarmen vorhanden. Die Jungfischhabitate in Altarmen können in der Regel nur von indifferenten oder stagnophilen Arten genutzt werden. Für Juvenile strömungsabhängiger Arten, die meist nur bei Hochwasser in Altarme gelangen, bestehen somit im Hauptstrom kaum mehr geschützte Bereiche. Der Schluss liegt daher nahe, dass – vor dem Hintergrund des grundsätzlich geringen Bestands an verbliebenen Schlüsselhabitaten (Laichplätze, Larven- und Jungfischhabitate) – der schiffahrtsbedingte Wellenschlag und das gleichzeitige Fehlen von nicht Wellenschlag exponierten Habitaten wesentliche Ursachen für den Bestandsrückgang speziell von rheophilen Arten sind.

Als direktester Einfluss des Wellenschlags ist eine akute Mortalität durch Stranden von Larven und Jungfischen zu nennen. Wahrscheinlich sind methodische Schwierigkeiten der Grund, warum (zumindest den Autoren) keine Studien bekannt sind, bei denen tatsächlich ein Stranden von Jungfischen durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag im Freiland bestätigt oder gar quantifiziert wurde.

Laborexperimente belegen eine hohe Mortalität auch nur kurzzeitig gestrandeter Fischlarven (Holland, 1987). Derzeit ist eine Studie in Ausarbeitung, die das Stranden von Äschenlarven bei durch Schwellbetrieb verursachtem Sunk belegt (Unfer, pers. Mittlg. 2010). Dies dürfte in starkem Ausmaß der Fall sein, obwohl dabei deutlich langsamer fallende Wasserspiegel als beim schiffahrtsbedingten Wellenschlag auftreten. Die gegenständlichen Erhebungen belegen, dass durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag tatsächlich ein Stranden nicht nur von Larven in größerer Zahl, sondern auch von Juvenilen in fortgeschrittenen Stadien auftritt.

Die Drift von Cyprinidenlarven wird meist als natürlicher, aktiver Prozess interpretiert, der zur Dispersion früher Larvenstadien in günstige Habitate dient. Das zeitliche Muster einer stark erhöhten Driftaktivität in der Nacht wird von vielen Autoren so erklärt, dass zur es zur Verminderung des Prädationsrisikos dienen soll. Dabei handelt es sich überwiegend um frühe Larvenstadien im Entwicklungsstadium L1. Spätere Larvenstadien von Cypriniden sind in der Drift in der Regel in deutlich geringeren Dichten nachweisbar (Gale & Mohr, 1978; Pavlov, 1994; Zitek et al. 2004).

Unter Tags sind Fischlarven hingegen bei der Mehrzahl von Studien nur in sehr geringen Dichten in der Drift nachweisbar. Die in Weltenburg beim Referenzversuch ohne Schifffahrt gefundenen Werte von wenigen Ind. 100 m⁻³ stimmen dabei gut mit veröffentlichten

Vergleichswerten aus der Donau überein (Zitek et al. 2004; Lechner, 2009). Von Interesse in Hinblick auf den Einfluss des Wellenschlags ist ein Vergleich der maximalen Driftdichten, die beim gegenständlichen Versuch durch intensiven Wellenschlag induziert wurde, mit Angaben aus der Literatur (siehe Tabelle 8). Dabei wird wenn verfügbar auf Angaben von Maximalwerten im diurnalen bzw. saisonalen Verlauf Bezug genommen. Zu berücksichtigen ist, dass es sich bei diesen Referenzgewässern überwiegend um recht naturnahe Gewässer mit hohen Fischbeständen handelt.

Die unter Tags durch Wellenschlag bei Weltenburg induzierten Driftdichten von maximal 158 Ind. 100 m⁻³ liegen weit über den Werten, die im Mittel in der Donau östlich von Wien in der Dämmerung und frühen Nacht gemessen wurden (im Mittel 0,62, maximal 2,03 Ind. 100 m⁻³). Sie übertreffen auch die saisonalen Maximalwerte einer umfangreichen Erhebungskampagne, die bei der Abzweigung des Marchfeldkanals aus der Donau Mitte Juni ermittelt wurden. Nur bei einer zitierten Arbeit aus den USA wurden höhere maximale Driftdichten erhoben.

Tabelle 8: Cypriniden-Driftdichten aus Referenzgewässern mit potamaler Fischzönose

Gewässer	Driftdichte [Ind. 100 m ⁻³]	Erhobener Wert	Quelle
Marchfeldkanal/Donaunebenarm	82	Saisonales Maximum	Zitek et al. 2004
Donau bei Hainburg	2	Saisonales Maximum	Lechner, 2009
Susquehanna / USA	271	Saisonales Maximum	Gale & Mohr, 1978
Morava / CZ	135,4 ± 12,9	Saisonales Maximum Nacht	Reichard et al. 2002
Kvjovka / CZ	42,7 ± 17,8	Saisonales Maximum Nacht	Reichard et al. 2002
Zubringer Meuse / B	15,3 / 10,5	Mittelwert Dämmerung	Sonny et al. 2006
Trent / GB	17,2	Saisonales Maximum	Carter & Reader, 2000

Dazu ist zu bemerken, dass es sich bei der erhobenen Drift bei den zitierten Arbeiten überwiegend um kleine Cyprinidenlarven im Stadium L1 (bis L3) nach Peñáz (1974) handelt. Wie vom Rotaug bekannt ist, tritt in diesem frühen Stadium noch keine aktive Mikrohabitatwahl ein (Copp, 1990).

Durch den Wellenschlag in Weltenburg wurde hingegen eine massive Drift von meist 12-13 mm langen Fischlarven induziert. In dieser Größe handelt es sich bei den heimischen Cypriniden vorwiegend um die Larvenstadien L3-L5. Diese älteren Stadien suchen bereits aktiv günstige Mikrohabitate auf und versuchen, sich in diesen zu halten. Die intensive, durch Wellenschlag induzierte Abdrift von Larven ≥ L3 kann daher als unnatürlich starke „Katastrophendrift“ interpretiert werden, die der natürlichen Habitatwahl von Fischlarven entgegenwirkt.

In der österreichischen Donau stehen auch in den noch naturnäher erhaltenen Abschnitten, den Fließstrecken Wachau und östlich von Wien, Jungfischhabitate für rheophile Arten nur mehr kleinräumig und stark isoliert zur Verfügung (Schiemer et al. 1994). In der Staukette beschränken sie sich auf meist kurze, natürliche oder künstlich geschaffene Kiesbänke in den Stauwurzeln sowie lokale Flachwasserzonen in den zentralen Stauen (Zauner, Pinka & Moog, 2001). Durch eine häufig wiederkehrende Dislozierung aus derartigen Schlüssellebensräumen reduziert sich die Wahrscheinlichkeit drastisch, dass diese Habitate über längere Zeiträume durch Larven nutzbar sind. Wie anhand des Strandens auch größere Juveniler durch schifffahrtsbedingten Wellenschlag gezeigt werden konnte, dauern sensible Zeiträume über mehrere Monate bis über diese fortgeschrittenen Entwicklungsstadien hinaus an. In Summe ist durch die beiden hier belegten Mechanismen – Dislozierung und Strandens – eine sehr hohe Mortalität durch Wellenschlag an der Wasserstrasse Donau zu erwarten.

Im Zuge der Freilandhebungen können starke Indizien gefunden werden, dass der schiffahrtsbedingte Wellenschlag tatsächlich funktionell für eine stark verminderte Rekrutierung von Donaufischen verantwortlich zeichnet. Die ungleiche Verteilung von Fischlarven und Jungfischen in unterschiedlich Wellenschlag-exponierten Habitaten in der Wachau zeigt die enorme Bedeutung von geschützten Strukturen auf. Umgekehrt ist aus den dargestellten Daten zu schließen, dass auch flach ausgestaltete, leitbildkonforme Uferstrukturen im Hauptstrom in einer stark durch Schifffahrt frequentierten Fließstrecke wie der Wachau im Vergleich zu geschützten Habitaten nur einen suboptimalen Lebensraum für Larven und frühe Juvenilstadien bereitstellen können (für ältere Jungfische sind sie hingegen gut nutzbar).

Ähnliche Ergebnisse wie in der Wachau konnten auch im Oder-Havel-Kanal gefunden werden, einem künstlichen Gewässer mit nur minimaler Strömung und mit Blockwurf gesicherten, steilen Ufern. Auch hier traten beim Vergleich von vollständig vor Wellenschlag geschützten (Zubringer) bzw. teilweise geschützten (Buchten) Habitaten mit voll exponierten Ufern deutlich verringerte Dichten früher Larvenstadien auf (Arlinghaus, 2000; Arlinghaus et al. 2002). Diese Ergebnisse sind aufgrund der ähnlichen Rahmenbedingungen grundsätzlich auf Stauräume der österreichischen Donau übertragbar. Daher kann auch in Stauräumen bzw. bei mit Blockwurf gesicherten Steilufern ein starker Einfluss des Wellenschlags auf die Rekrutierung von Jungfischen angenommen werden.



Abbildung 19: Fang mittels Uferzugnetz: Ein Trupp Jungzander in einer vor Abdrift geschützten Kiesbucht in der Wachau (*Sander lucioperca*).

Gemäß diesen Erkenntnissen ist der Schaffung von vor Wellenschlag geschützten Jungfischhabitaten eine sehr hohe Bedeutung zur Sanierung der Fischbestände in der Donau beizumessen. Dabei ist zu betonen, dass sich die positive Wirkung nicht nur auf rheophile Arten erstreckt, sondern auch indifferente Arten profitieren (Zauner, Ratschan & Mühlbauer, 2008; siehe auch Abbildung 19). Anhand des Beispiels aus der Wachau soll versucht werden, den Rückgang des Nasenbestands in diesem Zusammenhang zu diskutieren und Wirkungen bereits umgesetzter Maßnahmen zu identifizieren.

Die stark rückläufige Bestandsentwicklung von adulten Nasen im Beobachtungszeitraum seit den 1980er Jahren (siehe Abbildung 16) kann am ehesten durch eine Kombination von verschiedenen Einflüssen erklärt werden (siehe Zauner, 2002). Beim Wellenschlag handelt es sich um *einen* dieser Faktoren. Im Gegensatz zu anderen Einflüssen (etwa den flussmorphologischen Rahmenbedingungen), hat sich die Intensität des Wellenschlags im

Betrachtungszeitraum weiter verstärkt. Allein auf der österreichischen Donau wurden im Jahr 2009 über 1,0 Mio Passagiere verzeichnet. Die Anzahl der besonders intensiven Wellenschlag verursachenden Kabinenschiffe ist dabei auf 116 gestiegen (www.donauschiffahrt.info).

Bei der Betrachtung der Nasen-Populationsstruktur in der Wachau besteht tatsächlich ein auffälliger zeitlicher Zusammenhang mit umgesetzten Revitalisierungen, durch die geschützte Habitate geschaffen wurden (Kiesinseln ab 1998; Nebenarme ab 2006). Vor diesen Maßnahmen beschränkten sich geschützte Habitate für strömungsliebende Arten im Wesentlichen auf die Mündungsstrecke der Pielach und kleinräumige Bereiche wie Häfen oder die sogenannte Herzoglacke. Natürliche Flachuferzonen im Hauptstrom bestanden auch vor den Strukturierungsmaßnahmen, diese waren und sind jedoch mit Ausnahme lokaler Buchtbereiche voll dem Wellenschlag exponiert. Nach Umsetzung des LIFE-Projektes Wachau sind durchströmte, nicht oder nur zeitweilig dem Wellenschlag exponierte Uferhabitate auf großen Flächen verfügbar (Kiesinseln Schwallenbach, Wösendorf, Joching, Rührsdorf und Dürnstein sowie die Nebenarme Grimsing, Venediger Au und Pritzenau).



Abbildung 20: Juvenile und subadulte Nasen (*Chondrostoma nasus*) aus der Wachau

Erst in den letzten Jahren sind wieder Jungnasen und Subadulte in zunehmenden Dichten nachweisbar. Starke Fluktuationen von Jahrgängen, die dazu führen, dass wenige Jahrgänge in der Population der Adultfische stark überrepräsentiert sind, sind bei Flussfischen ein durchaus bekanntes Phänomen (Mills & Mann, 1985). Sie werden meist mit Schwankungen von abiotischen Rahmenbedingungen wie Abflussgeschehen oder Witterung erklärt.

Das verstärkte Auftreten von juvenilen und subadulten Nasen in den Jahren 2002, 2005 und 2007 nach einer Reihe von Jahren fast ohne Nachweise entsprechender Altersstadien in der Vergangenheit legt jedoch nahe, dass abgesehen von stochastisch schwankenden Umweltfaktoren hier andere Faktoren eine wesentliche Rolle spielen. Aus Sicht der Autoren ist die Herstellung von vor Wellenschlag geschützten Jungfischhabitaten der plausibelste dieser Faktoren. Die Entwicklung der Jungfischbestände in der Wachau in den letzten Jahren lässt hoffen, dass angesichts der erstarkten Bestände von Jungfischen mittelfristig auch beim Adultfischbestand eine Trendumkehr erreicht werden kann. Dabei kann es sich jedoch um eine zögerliche Entwicklung handeln, zumal die derzeitige Anzahl der Adulten, vor allem bei der Nase, als sehr gering angenommen werden muss.

Die Schaffung von Nebenarmen und Hinterrinnen sowie größeren Kiesbuchten ist ein sehr effizienter Weg zur Herstellung von vor Wellenschlag geschützten Habitaten für rheophile Jungfische (vgl. Wolter & Arlinghaus, 2004). Von den hier auszugsweise dargestellten Ergebnissen des Monitorings der Maßnahmen in der Wachau ist abzuleiten, dass nur die

Kombination aus Flachufern und Wellenschlagschutz eine optimale Habitatqualität für Jungfische gewährleisten kann (vgl. Abbildung 21). Beides wird in der Wachau vergleichsweise kleinräumig hinter den Kiesinseln erreicht, sollte jedoch noch verstärkt auch als Zielvorgabe für Nebenarme gelten, wo auf langer Strecke voll vor Wellenschlag geschützte Fließgewässerlebensräume geschaffen werden könnten, ausgedehnte Flachuferzonen aber nur lokal vorkommen.



Abbildung 21: Lebensraumvielfalt durch dynamische Prozesse im Nebenarm in der Pritzenau (Wachau).

In diesem Zusammenhang soll nicht unerwähnt bleiben, dass der Wellenschlag durchaus auch positive Effekte auf den Fisch-Lebensraum mit sich bringen kann. In stark Schwebstoff-führenden Gewässern wie der Donau besteht das Problem, dass Uferzonen durch Sedimentation bei Hochwasser mit Feinsedimenten verlanden können und der flache, wertvolle Ufergradient verloren geht. Dies tritt insbesondere dann auf, wenn Ufer flach ausgeformt sind und in den Bereichen mit Stau-bedingt verringerten Wasserspiegelschwankungen und reduzierten Fließgeschwindigkeiten liegen. Wie Beobachtungen gezeigt haben, führt der Wellenschlag zu verstärkter Erosion derartiger Anlandungen und kann dadurch zu einem dauerhaften Erhalt von staubeeinflussten Uferstrukturen beitragen. Werden in Nebengewässern vor Wellenschlag geschützte Flachwasserzonen geschaffen, so fällt dieser Prozess aus, sodass bei zu gering bemessenen Gewässervernetzungen in Fließstrecken bzw. staubeeinflussten Nebenarmen mittel- und langfristig ein verstärkter Verlust von wertvollen Flachuferzonen zu befürchten ist.

Weitere Erfahrungen dazu sind in den nächsten Jahren zu erwarten. Bei der Herstellung von Nebenarmen in Stauwurzeln könnten im worst case wiederkehrende Erhaltungsmaßnahmen (z.B. Abschieben von Feinsedimenten mit Schubraupen) erforderlich sein. Im Fall von Umgehungsarmen bei Kraftwerken, die auf großer Länge Wellenschlag-geschützte Uferzonen bieten können, ist eine möglichst große Dimensionierung und dynamische Dotation förderlich, um langfristig flache Uferzonen zu erhalten.

Zur Reduktion der Einflüsse durch den Wellenschlag sind einerseits Maßnahmen zur direkten Verminderung und andererseits indirekt wirksame Maßnahmen denkbar (vgl. Nuschei, 2007). Zur direkten Verminderung kann eine Reduktion der Zahl, Größe oder Geschwindigkeit von Schiffen dienen. Sinnvoll umsetzbar erscheint den Autoren dabei eine Geschwindigkeitsreduktion, die in besonders sensiblen Donauabschnitten bzw. zu sensiblen Zeiten großen Erfolg versprechen würde.

Diesbezüglich sind insbesondere die (kurzen) Stauwurzeln der Staukette anzuführen, wo mit Geschwindigkeitsbegrenzungen auf einer Strecke von wenigen Kilometern stromab der Schleusen eine wirkungsvolle Schonung der für die Reproduktion typischer Flussfischarten entscheidenden Habitats erreicht werden könnte. Auch in den beiden verbliebenen Fließstrecken könnten entsprechende Regelungen (in Verbindung mit einer ausreichenden Kontrolle) eine große Verbesserung bringen. Tatsächlich sind bereits derzeit – etwa im Bereich von Länden – Abschnitte verordnet und gekennzeichnet, wo das Verursachen von Wellenschlag verboten ist. Mangels an Konsequenzen werden diese aber von der Schifffahrt meist ignoriert (siehe Abbildung 22).



Abbildung 22: Wellenschlag auf Kiesstruktur gegenüber Engelhartzell im Bereich des Schifffahrtszeichens „Verbot, schädlichen Wellenschlag oder Sog zu verursachen“ (kleines Bild)

Zur indirekten Verminderung sind, wie bereits erwähnt, Strukturmaßnahmen besonders geeignet, die vor Wellenschlag geschützte Lebensräume schaffen, ausweiten oder verbessern. Dies kann sowohl für rheophile Arten (z.B. lange Kiesinseln, Nebenarme, Umgehungsarme, Vernetzung und Revitalisierung von Zubringern) als auch für strömungsindifferente und stagnophile Arten (z.B. Schaffung angebundener Altarme, Stauraumstrukturen, Flachwasserzonen in bestehenden Nebengewässern) wirksam sein.



Abbildung 23: Donau-Nebenarm Venedigerau-Pritzenau, Life-Projekt Wachau. Luftbild: Foto Haslinger.

Die Autoren danken herzlich für die Unterstützung oder das Überlassen von Daten oder Literatur: Fa. Schweiger, Andreas Zitek, Bernhard Schmall, Aaron Lechner, Albert Schäfer Kreisfischereiverein Kelheim e. V., NÖ Landesfischereiverein

Literatur:

Adams, S. R., Keevin, T. M., Killgore, K. J. & Hoover, J. J. (1999): Stranding potential of young fishes subjected to simulated vessel-induced drawdown. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128, 1230-1234.

Arlinghaus, R. (2000): Das Jungfischauftreten im Oder-Havel-Kanal unter besonderer Berücksichtigung der Blocksteinschüttungen. MSc Thesis, Humboldt-Universität Berlin.

Arlinghaus, R., Engelhardt, C., Sukhodolov, A. & Wolter, C. (2002): Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management. *J. Fish Biol.* 61: 1386-1402.

Barrett, J.C., Grossman, G.D. and Rosenfeld, J. (1992): Turbidity induced changes in reactive distance of rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 121, 437-443.

Beamish, F. W. H. (1978): Swimming capacity. In: Hoar, W. S. & Randall, D. J. (Eds.): *Fish Physiology*. Vol. VII, Locomotion. Academic Press, New York, pp. 101-187.

Brunke, M., Sukhodolov, A., Fischer, H., Wilczek, S., Engelhardt, C. & Pusch, M. (2002): Benthic and hyporheic habitats of a large lowland river (Elbe, Germany): influence of river engineering. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28, 153-156.

Copp, G. H. (1990): Shifts in the microhabitat of larval and juvenile roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a floodplain channel. *J. Fish Biol.* 36: 683-692.

Copp, G. H. & Jurajda, P. (1993): Do small riverine fish move inshore at night? *J. Fish Biol.* 43, Suppl. A., 229-241.

Einsele, W. (1958): Zukunftsaussichten des Huchens – kapitale Fänge und das Problem des Raumfaktors. *Österreichs Fischerei* 11, 170-178.

Flore, L., Keckeis, H. & Schiemer, F. (2001): Feeding, energetic benefit and swimming capabilities of 0+ nase (*Chondrostoma nasus* L.) in flowing water: an integrative laboratory approach. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 135, 409-424.

Gale, W. F. & Mohr, H. W. (1978): Larval Fish Drift in a Large River with a Comparison of Sampling Methods. *Transactions of the American Fisheries Society* 107: 46-55.

Garner, P. (1999): Swimming ability and differential use of velocity patches by 0+ cyprinids. *Ecol. Freshw. Fish* 8, 55-58.

Gabel, F., Garcia, X.-F., Brauns, M., Sukhodolov, A., Lezinski, M. & Pusch, M. (2008): Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology*. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.01991.x

Gutreuter, S., Dettmers, J. M. & Wahl, D. H. (2003): Estimating mortality rates of adult fishes from entrainment through the propellers of river towboats. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132, 647-661.

Harvey, B. C. (1987): Susceptibility of Young-of-the-Year Fishes to Downstream Displacement by Flooding. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 851-855.

Hawlitsek, A. (1892): Einige Süßwasserfische und ihr Fang. Über den Angelsport 1892. Künast Verlag, Wien. 215 S.

Hirzinger, V., Bartl, E., Weissenbacher, A., Zornig, H. & F. Schiemer (2002): Habitatveränderungen durch den schiffahrtsbedingten Wellenschlag und deren potentielle Auswirkung auf die Jungfischfauna in der Donau. Österreichs Fischerei 55: 238-243.

Holland, L. E., & Sylvester, J. R. (1983): Distribution Of Larval Fishes Related To Potential Navigation Impacts On The Upper Mississippi River, Pool 7. - Transactions of the American Fisheries Society, 112, 293-301.

Holland, L. E. (1987): Effect of brief navigation-related dewaterings on fish eggs and larvae. North Am. J. Fish. Mgmt. 7, 145-147.

Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: ICPDR: Joint Danube Survey 2, Final Scientific Report. pp. 72-81.

Keckeis, H., Winkler, G., Flore, L., Reckendorfer, W. & Schiemer, F. (1997): Spatial and seasonal characteristics of 0+ fish nursery habitats of nase, *Chondrostoma nasus* in the river Danube, Austria. Folia Zoologica 46 (Suppl. 1): 133-150.

Laßleben (1970): Die Fischerei in der niederbayerischen Donau in der Gegenwart. Allgemeine Fischerei-Zeitung 95: 729-732.

Lechner, A. (2009): „Auswirkungen hydraulischer Variablen und der Ontogenie auf die Dynamik der Jungfischdrift an einem Schotterufer der österreichischen Donau“. Diplomarbeit Universität Wien, 88 S.

Lechner, A., Schludermann, E., Keckeis, H., Humphries, P. & Tritthart, M. (2010): Jungfischdrift in der österreichischen Donau: Taxonomische Zusammensetzung, Entwicklungsstadien und Driftdichte. Österreichs Fischerei 63 (4): 96-100.

Mills, C. A. & Mann, R. H. K. (1985): Environmentally-induced fluctuations in year-class strength and their implications for management. J. Fish Biol. 27: 209-226.

Morgan, R. P., Ulanowicz, E., Rasin, V. J., Noe, L. A. & Gray, G. B. (1976): Effect of shear on eggs and larvae of striped bass, *Morone saxatilis*, and White perch, *M. americana*. Transactions of the American Fisheries Society 105 (1): 149-154.

Nuschei, P. (2007): Donauschiffahrt und Wellenschlag. Fakten und Perspektiven aus der Sicht eines Angelfischers - Steigende Bedrohung des Fischbestandes - Gewässervernetzung als Ausweg? Wer schützt die Fische?. Österreichs Fischerei 60(11/12) 274-286.

Pavlov, D. S. (1989): Structures Assisting the Migrations of Non-Salmonid Fish: USSR. FAO Fish. Tech. Pap., No. 308. Rome. FAO. 97 pp.

Pavlov, D. S. (1994): The downstream migration of young fishes in rivers: Mechanisms and distribution. Folia Zoologica 43, 193-208.

- Peñáz, M. (1974): Early development of the nase carp, *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758). *Zoologike Listy* 23, 275-288.
- Penczak, T., O'Hara, K. Kostrzewa, J. (2002): Fish bioenergetics model used for estimation of food consumption in a navigation canal with heavy traffic. *Hydrobiologia* 479: 109-123.
- Pettibone, G.W., J. P. Mear and B.M. Sampsell (1996): Incidence of antibiotic and metal resistance and plasmid carriage in *Aeromonas* isolated from brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*). *Letters in Applied Microbiology*. 23:234-240.
- Reichard, M., Jurajda, P. & Ondračková, M. (2002): Interannual variability in seasonal dynamics and species composition of drifting young-of-the-year fishes in two European lowland rivers. *J. Fish Biol.* 60: 87-101.
- Schiemer, F., Spindler, T., Wintersperger, H. & Chovanec, A. (1991): Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers. *Verh. int. Verein theor. angew. Limnol.* 24: 2497-2500.
- Schiemer, F., Jungwirth, M. & Imhof, G. (1994): Die Fische der Donau – Gefährdung und Schutz. Ökologische Bewertung der Umgestaltung der Donau. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 5. 160 pp.
- Schiemer, F., Bartl, E., Hirzinger, V., Weissenbacher, T. & Zornig, H. (2004): Der Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlages auf die Entwicklung der Fischfauna der Donau. Studie im Auftrag d. Fischereirevierversband II – Korneuburg. 68 S.
- Sonny, D., Jorry, S., Wattiz, X. & Philippart, J.-C. (2006): Inter-annual and diel patterns of the drift of cyprinid fishes in a small tributary of the Meuse River, Belgium. *Folia Zool.* 55 (1): 75-85.
- Tittizer, T. & Schleuter, A. (1989): Über die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die biologischen Verhältnisse in den Bundeswasserstraßen. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (DGM)* 33 (2).
- Waidbacher, H. et al. (1989): Veränderungen der Fischfauna durch Errichtung des Donaukraftwerkes Altenwörth.. In: Hary, N., Nachtnebel, H. P.: Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth. Hrsg.: Österr. Akad. Wiss., Veröffentl. des österr. MaB-Programms, Bd. 14, 123-161.
- Willby, N. J. & Eaton, J. W. (1996): Backwater habitats and their role in nature conservation on navigable waterways. *Hydrobiologia* 340, 333-338.
- Winkler, G., Keckeis, H., Reckendorfer, W. & Schiemer, F. (1997): Temporal and spatial dynamics of 0+ *Chondrostoma nasus*, at the inshore zone of a large river. *Folia Zoologica* 46 (Suppl. 1): 151-168.
- Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2003): Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 63-89.

Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2004): A Model of Navigation-Induced Currents in Inland Waterways and Implications for Juvenile Fish Displacement. *Environmental Management* 34 (5): 656-668.

Wysocki, L. E., Dittami, J. P., Ladich, F. (2005): Ship noise and cortisol secretion in European Freshwater fishes. *Biological Conservation* 128: 501-508.

Zauner, G. & Schiemer, F. (1992): Auswirkungen der Schifffahrt auf die Fischfauna - aufgezeigt am Beispiel der österreichischen Donau. *Landschaftswasserbau* 14, 133-151.

Zauner, G. & Eberstaller, J. (2000): Classification scheme of the Austrian fish fauna based on habitat requirements. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 2101-2106.

Zauner, G., Pinka, P. & Moog, O. (2001): Pilotstudie Oberes Donautal - Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion. 132 S.

Zauner, G. (2002): Überprüfung des Kormoraneinflusses auf die fischereilichen und fischökologischen Verhältnisse der Donau in der Wachau. Studie im Auftrag des NÖ Landesfischereirates. 69 S.

Zauner, G., Mühlbauer, M. & Ratschan, C. (2007): Einfluss des schifffahrtsbedingten Wellenschlags auf die Fischfauna in der Weltenburger Enge. Studie im Auftrag der Fa. Schweiger/Kelheim. 75 pp.

Zauner, G., Ratschan, C. & Mühlbauer, M. (2008): Life Natur Projekt Wachau. Endbericht Fischökologie. I. A. Arbeitskreis Wachau & Via Donau. 209 S.

Zitek, A., Schmutz, S. & Jungwirth, M. (2004): Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank im Rahmen des EU-LIFE Projektes „Lebensraum Huchen“. Endbericht. Univ. f. Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. 113 S.

Zitek, A., Schmutz, S., Unfer, G. & Ploner, A. (2004): Fish drift in a Danube sidearm-System: I. Site-, inter- and intraspecific patterns. *J. Fish Biol.* 5: 1319-1338.

Zitek, A., Schmutz, S. & Ploner, A. (2004): Fish drift in a Danube sidearm-System: II. Seasonal and diurnal patterns. *J. Fish Biol.* 65: 1339-1357.