©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

Pall, K. (1999): Die Makrophytenvegetation des Großen Vätersees. – Untersuchung im Auftrag des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, unveröff. Bericht.
Pall, K.; Jäger, P. (2001): Die aquatische Vegetation der Trumerseen. Reihe Gewässerschutz, # 4, Amt der Salzburger Landesregierung.
Urick, R.J. (1983): Principles of underwater sound, 3rd edition. Peninsula Publishing, Los Altos.
Sabol, B.M. & Burczynski J. (1998): Digital echo sounder system for characterizing vegetation in shallow-water environments. – Proceedings of the Fourth European Conference On underwater Acoustics, pp.: 165-171, Edited by A. Alipii and G. B. Canelli Rome, 1998

Kontaktadresse des ersten Autors:
Dr. Paul Jäger, Amt der Salzburger Landesregierung, Gewässerschutz, Postfach 725, A-5010 Salzburg
E-Mail: paul.jaeger@sbg.gv.at – Internet: http://www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz

Österreichs Fischerei *Jahrgang 55/2002* *Seite 238 – 243*

Habitatveränderungen durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag und deren potentielle Auswirkung auf die Jungfischfauna in der Donau

VERENA HIRZINGER, ELISABETH BARTL, ANTON WEISSENBACHER, HORST ZORNIG & FRITZ SCHIEMER
Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Abt. Limnologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien

Abstract

Changes in habitat conditions caused by anthropogenic wave wash and the potential influence on the Danube 0+ fish fauna

The impact of wave wash due to navigation is a current topic in large inland waterways. We investigated several environmental parameters in 0+ fish habitats and analysed how they are affected by shipping and boating activities: The temporal sediment load and the variability of the water velocities increase at the investigated inshore sites. The tow and splash pattern changes and the preferred residence areas of the 0+ fish undergo habitat loss. Especially in spring and early summer, the navigation frequency increases. This impacts the young of the year during their most vulnerable stages.

1. Einleitung

Schiffahrtsbedingter Wellenschlag ist ein lang bekanntes und viel diskutiertes Phänomen an großen Wasserstraßen. Die tatsächliche Auswirkung auf Jungfischhabitate ist jedoch nur mangelhaft mit Daten untermauert. Um die Nutzung von großen Flüssen für die Schiffahrt zu gewährleisten, sind meist Maßnahmen, wie etwa Uferregulierungen, Leitwerke und Buhnen oder die technische Erhaltung einer Mindesttiefe der Schiffahrtsrinne, vonnöten. Diese können sich auch auf die Flußfischfauna auswirken. Uferregulierungen führen durch die Verringerung der Habitatdiversität zu einem Lebensraumverlust.

Die Kanalisierung des Hauptstromes bedingt Änderungen des Geschiebetriebs, was eine Eintiefung zur Folge hat (Schiemer und Reckendorfer, 2000). Erosionserscheinungen, die durch den schiffahrtsbedingten Wellenschlag verstärkt werden, führen zu einem Verlust von flachen Bucht- und Schotterbankstrukturen und zu einer Sicherung der Ufer durch Blockwurf. Dadurch kommt es zu einer zusätzlichen Monotonisierung der für die Jungfische wichtigen Uferregionen (Schiemer und Spindler, 1989). Dies ist vor allem für Jungfische kritisch, da jene hochproduktiven Flächen die Aufwuchshabitate in Flußsystemen darstellen (Schiemer, 1985; Keck-

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

eis et al., 1997). Nicht zuletzt aufgrund der Verringerung von geeigneten Laich- und Aufwuchshabitaten konnte in den letzten Jahrzehnten ein massiver Rückgang von typischen Flußfischarten beobachtet werden (Lusk und Halacka, 1995; Kirchhofer, 1996; Keckeis et al., 1997).
Neben diesen flußbaulich bedingten Auswirkungen können auch die direkten Folgen der Schiffahrt durch Wellenschlag einen negativen Einfluß auf die Fischfauna haben. Diese sind allerdings zum größten Teil nur mündlich belegt. Schiffe stellen Störungsereignisse dar, die mit hoher Frequenz kurzfristige und drastische Änderungen der Lebensbedingungen entlang der Wasserstraßen bedingen können. Ein besonders markantes Beispiel dafür ist die Verfrachtung von Jungfischen an Land (Zauner und Schiemer, 1994).
Ziel dieser Studie ist die Quantifizierung der direkten Auswirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf potentielle Jungfischhabitate in der Donau anhand ausgewählter abiotischer Parameter.

2. Methodik

Zur Untersuchung des Einflusses von schiffahrtsbedingtem Wellenschlag auf die Jungfischfauna der Donau wurden an mehreren Standorten im Nationalparkgebiet Donauauen, die als gute Jungfischhabitate angesprochen werden können, schiffahrtsbedingte Änderungen des Schwebstoffgehaltes, der Wellengeschwindigkeit sowie des Sogs und Schwalls erhoben.
Das Auswahlkriterium für die Stellenwahl war die morphologische und hydrologische Eignung als Jungfischhabitat, wobei sowohl Buchten als auch Schotterbänke berücksichtigt wurden (Schiemer et al., 1991; Spindler, 1988; Winkler et al., 1997). Litorale Buchten sind in den ersten Wochen nach dem Schlüpfen für rheophile und strömungsindifferente Fischlarven der bevorzugte Habitattyp. Während die strömungsindifferenten Arten in den Buchten verbleiben, wechseln die rheophilen Arten im Verlauf ihrer Entwicklung zu vorgelagerten Schotterbänken (Schiemer und Spindler, 1989).
Die Veränderungen im Schwebstoffgehalt wurden anhand von Wasserproben, die in einer Wassertiefe von 20 cm gezogen wurden, ermittelt. Sowohl die Proben während des unbeeinflußten Referenzzustandes als auch diejenigen während der stärksten Beeinflussung durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag wurden im Labor auf Sedimentgehalt untersucht. Weiters wurden Messungen mit einem Trübemeßgerät (Horiba, Water Quality Checker U10) durchgeführt, um einen zeitlichen Verlauf der Trübebeeinflussung zu erhalten.
Die Wellengeschwindigkeit wurde mit einem elektronischen Strömungsmeßgerät (Marsh-McBirney, Flow Mate™) in einer Meßtiefe von 15 cm gemessen. Die Meßwerte wurden im Abstand von 2 Sekunden von der tragbaren Elektronikeinheit abgelesen und aufgezeichnet.
Die Auswirkungen von Sog und Schwall wurden anhand einer an der Wasseranschlagslinie angebrachten Meßlatte gemessen. Die Veränderungen wurden mit einer Videokamera aufgezeichnet und mit einem Bildverarbeitungsprogramm (Optimas Corp.) ausgewertet.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Schwebstoffgehalt

Der mittlere Schwebstoffgehalt im unbeeinflußten Zustand (Referenz) beträgt 70±40 mgl^{-1}, während im beeinflußten Zustand der gemessene Schwebstoffgehalt bei einem Mittel von 1260±1810 mgl^{-1} liegt (Tab. 1). Es konnte eine maximale Erhöhung der Schwebstoffkonzentration zwischen beeinflußtem und unbeeinflußtem Zustand um den Faktor 34 festgestellt werden.
Der zeitliche Ablauf einer wellenschlagbedingten Eintrübung stellt sich exemplarisch als schnell ansteigender bzw. abfallender Gipfel in den ersten 10 Minuten mit einer langen, nur mehr leicht erhöhten Beruhigungsphase bis zu einer halben Stunde nach dem Störungsereignis dar. Die Referenzwerte pendeln um ein Mittel von 9,9±0,5 NTU (Nephrometric Turbidity Unit). (Anm.: Die exakte Umrechnungsformel von mgl^{-1} in NTU ist nur gewässerspezifisch zu erlangen; da international beide Einheiten Verwendung finden, ist hier eine Näherungs-

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

Tab. 1: **Trübe-Kennwerte bei Referenzzustand und Schiffspassage;** Literaturangaben für die Donau und deren prozentuelle Überschreitung durch Schiffe

Parameter	**Referenz** [gl^{-1}]	**Schiff** [gl^{-1}]	**Donau** (Nachtnebel et al., 1998)	**Überschreitung durch Schiffe**
Mittelwert	0,07	1,26	0,03	98,4%
SD	0,04	1,81		
Maximum	0,10	8,45	1,84	23,4%
Minimum	0,03	0,03		

formel für die Donau angegeben: $y \approx (x + 0{,}5)/0{,}6$ für y = Trübe in mgl^{-1}; x = Trübe in NTU.) Die Maximalwerte bei einer Störung erreichen 280 bzw. 560 NTU (Abb. 1).

Bei einer Störung durch Wellenschlag erhöht sich der Schwebstoffgehalt im Mittel um das 24-fache, das heißt, feine Kornfraktionen wie Schlamm und Sand werden in die Wassersäule verfrachtet und führen zu einer temporären Trübung der Habitate. 98% der Messungen während einer Schiffspassage überschreiten das langjährige Mittel von 30 mgl^{-1} in Altenwörth (Nachtnebel et al., 1998) (Tab. 1). Der Maximalwert während des Hochwasserereignisses 1991 von 1840 mgl^{-1} (Nachtnebel et al., 1998) wird von 23% der untersuchten Schiffe überschritten.

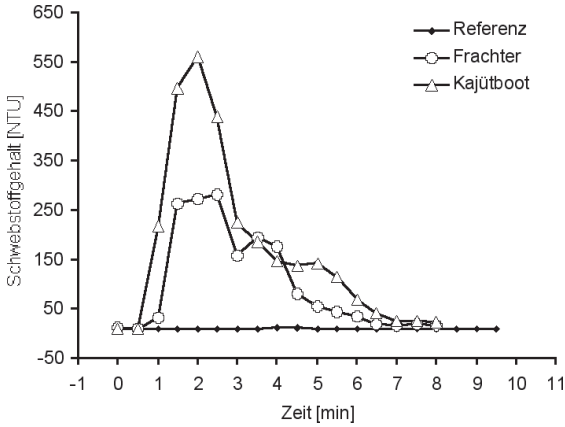

Abb. 1: Beispiel des zeitlichen Ablaufs der Beeinflussung der Schwebstoffkonzentration durch Wellenschlag anhand von Online-Trübemessungen in NTU bei Referenzverhältnissen und bei zwei Störungen durch Schiffe

Der Einfluß von unterschiedlichen Schwebstoffkonzentrationen auf Fische wurde vor allem an Salmoniden in Nordamerika untersucht. Mehrere Autoren konnten eine Verringerung der reaktiven Distanz durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen feststellen (Berg und Northcote, 1985; Barrett et al., 1992; Benfield und Minello, 1996). Sigler et al. (1984) konnten bei der Regenbogenforelle und dem Silberlachs eine Verringerung des Wachstums und Abwanderungstendenzen bei Konzentrationen ab 25 NTU feststellen.

Neben den direkten Auswirkungen auf die Fische durch den Rückgang der reaktiven Distanz hat ein erhöhter Schwebstoffgehalt auch indirekt Einfluß auf die Fischfauna. Untersuchungen von Tittizer und Schleuter (1989) an mehreren intensiv befahrenen Wasserstraßen zeigten z. B. einen Rückgang des Makrozoobenthos durch die mechanische Belastung um 35–54%. Feine Sedimente, die sich vor allem in den strömungsberuhigten Uferbereichen großer Flüsse ablagern, können negative, mechanische Auswirkungen auf die Atmungsorgane von Wasserinsekten haben (Ward, 1992). Ähnliche Auswirkungen sind auch für Fischlarven anzunehmen, die sehr oft kleiner und mit noch feineren Kiemenepithelien ausgestattet sind, als die oben angeführten Wasserinsekten.

3.2 Strömungsgeschwindigkeit

Die Wasserströmungen, die durch Wellenschlag in Jungfischhabitaten auftreten können, überschreiten zum Teil erheblich die aus der Literatur bekannten Grenzwerte für Jungfische (Tab. 2). Kritische Werte werden bei Referenzbedingungen nicht überschritten. Wassergeschwindig-

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

Tab. 2: **Geschwindigkeitsgrenzwerte aus der Literatur** (Flore und Keckeis, 1998; Mann und Bass, 1997; Lamouroux et al., 1999) **für kennzeichnende Donaufischarten und der prozentuelle Anteil der jeweils überschrittenen Meßwerte pro Schiffsklasse bzw. für Referenzverhältnisse**

Fisch-Art	Länge [mm]	Grenzwert Geschwindigkeit [cms^{-1}]	Bezeichnung	Anteil der Meßwerte über den Grenzwertgeschwindigkeiten [%] Referenz	Ausflugsboot	Frachter	Sportboot	Tragflügel	Zillen
C. nasus	15	9	maximal sustainable	0	9	17	16	10	5
L. leuciscus	15	16	CV_{50}	0	4	5	5	10	1
R. rutilus	15	16	CV_{50}	0	4	5	5	10	1
A. alburnus	< 80	< 5	Präferierte Geschwindigkeit	14	57	40	42	51	31
A. bjoerkna	< 90	< 5		14	57	40	42	51	31
B. barbus	< 90	< 40		0	0	1	0	1	0
L. cephalus	< 80	< 5		14	57	40	42	51	31

keiten, die bei Wellenschlag auftreten, überschreiten diese jedoch je nach Schiffsklasse unterschiedlich stark. Zum Beispiel können in 17% der durch Frachter erhöhten Wassergeschwindigkeiten Nasen mit einer Länge von 15 mm ihre Position nicht mehr halten.
Nach Lamouroux et al. (1999) halten sich 0+-Fische von Laube, Güster, und Aitel bis zu einer Totallänge von 90 mm bevorzugt an Stellen mit weniger als 5 cms^{-1} Wassergeschwindigkeit auf. Diese Strömungsbedingungen werden hauptsächlich im unbeeinflußten Zustand gemessen, lediglich 14% der Referenzwerte überschreiten diese geringfügig. Bei Schiffspassage liegen zwischen 31 und 57% der Meßwerte außerhalb dieser Optimalbedingungen (Tab. 2).
Die Strömungsgeschwindigkeiten sind im Referenzzeitraum niedrig und haben eine geringe Schwankungsbreite, während die Strömungsverhältnisse bei einer Störung durch Wellenschlag Maximalwerte von über 1 ms^{-1} erreichen können und bei weitem variabler sind (Abb. 2).
Abrupte Erhöhungen der Strömung bedeuten großen physiologischen Streß für Fischlarven. Strömungsverhältnisse, wie sie durch die Schiffahrt verursacht werden, kommen unter natürlichen Bedingungen in einem Jungfischhabitat nicht vor. 0+-Fische bevorzugen im allgemeinen niedrigere Wassergeschwindigkeiten (Lamouroux et al., 1999). Diese sind an flachen, geschützten Stellen gegeben, an denen sich auch die Wassertemperatur schneller erhöhen kann und die Wachstumsbedingungen gut sind (Brett, 1979).

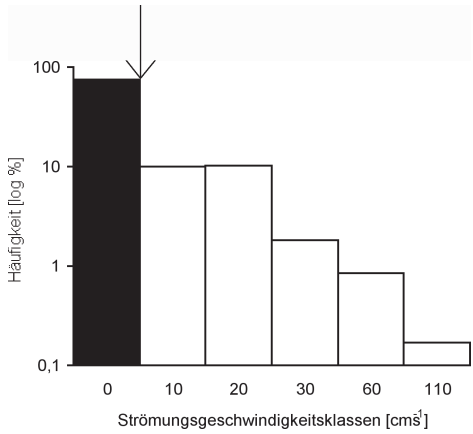

Abb. 2: Strömungsgeschwindigkeitsklassen im Referenzzustand (schwarzer Balken) und bei schiffahrtsbedingtem Wellenschlag (weiße Balken). Der Pfeil deutet den Grenzwert für die maximal sustainable Wassergeschwindigkeit von 15-mm-Nasen an (Flore und Keckeis, 1998).

3.3 Sog und Schwall

72% der Jungfische halten sich nach Winkler et al. (1997) bevorzugt in Wassertiefen bis 40 cm auf. Je nach Morphologie der untersuchten Habitate konnte ein sogbedingter maximaler Flächenverlust von bis zu 38% festgestellt werden. Diese Areale können bis zu einer Tiefe von rund 15 cm temporär trockenfallen.
Viele Jungfische suchen am Abend und in der Nacht geschützte Bereiche in den sehr flachen Uferzonen auf. Diese Tendenz wurde bei der Äsche (Sempeski & Gaudin, 1995), der Regen-

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

bogenforelle (Northcote, 1962), der Bachforelle (Roussel & Bardonnet, 1999) und bei Jungfischgesellschaften (Copp & Jurajda, 1993) festgestellt. Seichte Stellen bieten Schutz vor Freßfeinden und zeichnen sich durch sehr niedere Strömungen aus. In der Nacht sind junge Äschen bis 6 cm inaktiv und rasten am Gewässergrund (Gaudin, 2001). Dabei werden sehr flache, strömungsberuhigte Bereiche nahe der Wasseranschlagslinie aufgesucht. Während der Aktivitätsphasen am Tag konnten Fische unter 20 mm Länge niemals in Wassertiefen unter 5 cm, Fische über 20 mm niemals in Wassertiefen unter 10 cm beobachtet werden. In der Nacht konnten 70% der 15–20-mm-Fische in Tiefen unter 5 cm und derselbe Prozentsatz der 20–30-mm-Fische in Tiefen von weniger als 10 cm angetroffen werden. In der Nacht wurden Tiefen bevorzugt, die im Schnitt 2 bis 3 mal seichter als am Tag waren (Gaudin, 2001). Am Mississippi konnte anhand der Anzahl der aus ihren Habitaten verdrifteten Jungfische nachgewiesen werden, daß der Einfluß der Schiffahrt in den Dämmerungs- und Nachtstunden besonders hoch ist (Holland & Sylvester, 1983).
Zieht man die oben ausgeführten Verhaltensweisen bei der Interpretation der hier vorliegenden Ergebnisse in Betracht, wird das potentielle Störungsausmaß durch diesen Mikrohabitatverlust (Flächen- und Habitatverlust) auch in der Nacht deutlich.

3.4 Potentielle Beeinflussung

Daten der Schiffahrtsstatistik nach Angaben von Statistik Austria ermöglichten vorsichtige Hochrechnungen über die Gesamtbeeinflussung in der für Jungfische besonders sensiblen Zeit von April bis August.
Änderungen des unbeeinflußten Zustandes bezüglich der Strömung und der Sog- und Schwallwirkung können bis zu 13,6 Stunden pro Tag errechnet werden. Bis zu 3 Stunden pro Tag prognostizieren die Hochrechnungen für die Überschreitung jener maximalen Wassergeschwindigkeit, bei der Nasenlarven nach Flore und Keckeis (1998) gerade noch ihre Position halten können.

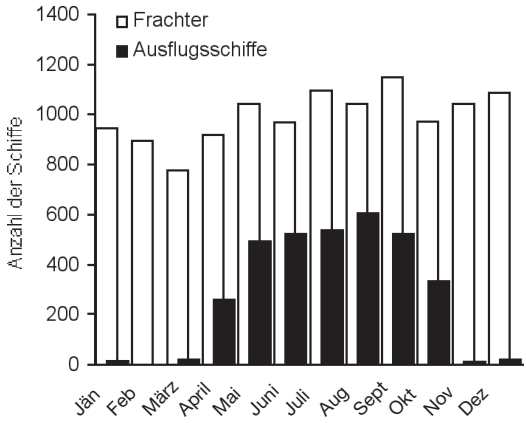

Abb. 3: Schiffsfrequenz der Donau unterhalb Wiens pro Monat (Angaben: Statistik Austria)

Da besonders in den Frühjahrs- und Sommermonaten die Schiffsfrequenz durch die Ausflugsschiffahrt zunimmt (Abb. 3), kann aufgrund der erhobenen Daten und der angestellten Hochrechnungen besonders in dieser für Jungfische sensiblen Phase von einer nicht zu vernachlässigenden Beeinflussung der Jungfischfauna der Donau ausgegangen werden.

Danksagung

Unser Dank gilt dem FRV II Korneuburg und dem Niederösterreichischen Fischereibeirat für die Finanzierung dieser Studie, dem Nationalpark Donauauen für die freundliche Bereitstellung der Zufahrtsgenehmigung in das Nationalparkgebiet sowie Christian Baranyi, Hubert Keckeis und Walter Reckendorfer für ihre konstruktive Kritik.

LITERATUR

Barrett J. C., Grossman G. D., Rosenfeld, J., 1992. Turbidity – Induced Changes in Reactive Distance of Rainbow Trout. Trans. Am. Fish. Soc. **121:** 437–443.

Benfield, M. C. and Minello, T. J., 1996. Relative effects of turbidity and light intensity on reactive distance and feeding of an estuarine fish. Environmental Biology of Fishes **46:** 211–216.

Berg, L. and Northcote, T. G., 1985. Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon *(Oncorhynchus kisutch)* following short-term pulses of suspended sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42:** 1410–1417.

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

Brett, J. R., 1979. Environmental factors and growth, Fish Physiology VIII: Bioenergetics and Growth, Hoar, W. S., Randall, D. J., Brett, J. R. (eds), Academic Press, p. 599–675.
Copp, G. H. and Jurajda, P., 1993. Do small riverine fish move inshore at night? J. Fish Biol. **43:** 229–241.
Flore, L. and Keckeis, H., 1998. The effect of water current on foraging behaviour of the rheophilic cyprinid *Chondrostoma nasus* (L.) during ontogeny: evidence of a trade-off between energetic gain and swimming costs. Regul. Rivers. Mgmt. **14:** 141–154.
Gaudin, P., 2001. Habitat shifts in juvenile riverine fishes. Arch. Hydrobiol. Suppl. **135**/2–4: 393–408; Large Rivers, Vol. **12,** No. 2–4.
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.
Keckeis, H., Winkler, G., Flore, L., Reckendorfer, W. and 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.
Kirchhofer, A., 1996. Fish conservation in Switzerland – three case studies. Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe: 135–145.
Lamouroux, N., Capra, H., Poully, M., Souchon, Y., 1999. Fish habitat preferences in large streams of southern France. Freshwater Biology 42: 673–687.
Lusk, S. and Halacka, K. 1995. Anglers' catches as an indicator of population size of the nase, *Chondrostoma nasus.* Folia Zoologica 1995 44(2): 185–192
Mann, R. H. K and Bass, J. A. B., 1997. The critical water velocity of larval roach *(Rutilus rutilus)* and dace *(Leuciscus leuciscus)* and implications for river management. Regul. Rivers. Mgmt. 13: 295–301.
Nachtnebel, H. P., Seidelmann, R., Müller, H. W. und Schwaighofer, B., 1998. Herkunft und Zusammensetzung der Schwebstoffe in der Donau und ihren wichtigsten Zubringern. Schriftreihe der Forschung im Verbund, Band 45, Österreichische Elektrizitätswirtschaft-Aktiengesellschaft (Verbundgesellschaft), Am Hof 6a, A-1010 Wien.
Northcote, T. G., 1962. Migratory behaviour of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri,* in outlet and inlet streams of Loon Lake, British Columbia. J. Fish. Res. Bd. Canada , **19:** 201–270.
Odum, E. P., 1975. Ecology – the link between the natural and the social sciences. Holt, Rinehart and Winston, New York.
Roussel, J. M. & Bardonnet, A., 1999. Ontogeny of diel pattern of stream margin habitat use by emerging brown trout *(Salmo trutta* L.) in experimental channels: influence of food and predator presence. Environm. Biol. of Fishes, in press.
Schiemer, F. and Spindler, T. 1989. Endangered fish species of the Danube River in Austria. Regul. Rivers. Mgmt. 4: 397–407.
Schiemer, F. und Reckendorfer, W., 2000. Das Donau-Restaurierungsprojekt; Gewässervernetzung Regelsbrunn. Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich, Band 31.
Schiemer, F., 1985. Die Bedeutung von Augewässern als Schutzzonen für die Fischfauna. Österr. Wasserwirtschaft, 37: 23–245.
Schiemer, F., Spindler, T., Wintersberger, H., Schneider, A., Chovanec, A., 1991. Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. Verh. Intern. Verein. Limnol. 24: 497–2500.
Sempeski, P. & Gaudin, P. 1995. Habitat selection and habitat use by young stages of a rheophilic fish species : The grayling model *(Thymallus thymallus,* L.). Bull. Franc. Péche et Piscicult, **337/338/339:** 215–220
Sigler, J. W., Bjorn T. C. and Everest F. H. 1984. Effects of Chronic Turbidity on Density and Growth of Steelheads and Coho Salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 113: 142–150.
Spindler, T., 1988. Ökologie der Brutfische in der Donau. Dissertation an der Universität Wien.
Tittizer, T. und Schleuter, A., 1989. Über die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die biologischen Verhältnisse in den Bundeswasserstraßen. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (DGM) 33, H. 2.
Ward, J. V., 1998. Riverine Landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. Biological Conservation 83(3): 269–278.
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.
Zauner, G. und Schiemer, F., 1994. Auswirkungen der Schiffahrt auf die Fischfauna großer Fließgewässer. Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum 8: 271–285.

Kontaktadresse:
Mag. Verena Hirzinger, Abteilung Limnologie, IFÖN, Althanstraße 14, A-1090 Wien
E-Mail: verena_hirzinger@yahoo.com

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Österreichs Fischerei

Jahr/Year: 2002

Band/Volume: 55

Autor(en)/Author(s): Hirzinger Verena, Bartl Elisabeth, Weissenbacher Anton, Zornig Horst, Schiemer Fritz

Artikel/Article: Habitatveränderungen durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag und deren potentielle Auswirkung auf die Jungfischfauna in der Donau 238-243