

Der Einfluss der Öffnungsmaßnahmen auf die Fischfauna im Regelsbrunner Alarmsystem

Irene ZWEIMÜLLER

Trotz der weitreichenden hydrologischen Veränderungen zeigten sich nur relative geringe Veränderungen bei der Adultfischfauna. Im Sommer dominierten weiterhin drei eurytope Arten (Rotaugen, Laube und Flussbarsch). Allerdings wurden wesentlich höhere Fischdichten festgestellt und die Diversitätswerte stabilisierten sich auf einem hohen Niveau. Statistische Analysen (logistische Regressionen) zeigten positive Auswirkungen der verstärkten hydrologischen Vernetzung vor allem für die Rheophilen, aber auch für mehrere eurytope Arten. Die Reaktionen waren art- und größenklassenspezifisch. Besonderes Augenmerk sollte künftig auf Arten der Gruppe rheophil b gelegt werden, die anscheinend nicht von den Absenkungsmaßnahmen profitieren.

ZWEIMÜLLER I., 2004: THE IMPACT OF RESTORATION ON THE FISH COMMUNITY OF THE "REGELSBRUNNER AU"

Despite considerable increase in hydrological connectivity between backwater and Danube the adult fish did not change dramatically. In summer three eurytopic species dominated in the catches (roach, bleak and perch). However, fish densities and diversity values were generally high and more uniform in the post-impact study. Analysis using logistic regression revealed positive effects of increased hydrological connectivity on several size classes of rheophilic fish, but also on eurytopic species. Reactions were both species – and size class specific. The rheophil-b fish guild seems to profit only slightly from the increased connectivity and special emphasis should put on this group for further improvements of the ecological situation.

Keywords: adult fish, hydrological connectivity, rheophilic fishspecies, restoration.

Einleitung

Die Fischfauna der österreichischen Donau beinhaltet den Großteil der in Österreich vorkommenden Fischarten. Die im europäischen Vergleich hohe Artenzahl der gesamten Donau (LELEK 1976) ergibt sich durch die West-Ost-Erstreckung der Donau, die mitteleuropäische und osteuropäische Faunenregion verbindet. Allerdings ist die Mehrheit der Arten gefährdet, wobei die Gefährdung vor allem die strömungsliebenden Arten betrifft (SCHIEMER et al. 1994). Innerhalb dieser Gruppe kann man zwischen Arten unterscheiden, die ihren gesamten Lebenszyklus im Hauptfluss verbringen (rheophil a nach Schiemer & Waidbacher 1992) und die Altbarmbereiche nur gelegentlich aufsuchen – etwa bei Hochwasserereignissen – und den Arten, die zumindest einen Teil ihres Lebens hauptsächlich im Altbarm verbringen (rheophil b). Fast alle Vertreter beider ökologischen Gruppen sich als gefährdet anzusehen. Auch bei Arten mit entgegengesetzten ökologischen Bedürfnissen (stagnophile, d. h. Stillwasserformen) sind mehrere Arten gefährdet.

Die Bedeutung der Fischfauna für die ökologische Beweisaufnahme liegt aber nicht nur in ihrer starken Gefährdung. Fische benötigen im Vergleich zu den anderen untersuchten Indikatorgruppen größere Lebensräume. Flussfische können großräumige Wanderungen unternehmen (JUNGWIRTH 1984) und nutzen Augewässer in unterschiedlichem Ausmaß unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen und zu verschiedenen Jahreszeiten (Wintereinstände, sommerliche Fressgründe ect.). Da sich die Habitatansprüche besonders bei rheophilen Flussfischen ontogenetisch – besonders bei den frühen Stadien

– stark ändern können (z. B. GAUDIN 2001), müssen unterschiedliche Habitattypen zum richtigen Zeitpunkt für die Fische erreichbar sein. Unter natürlichen Bedingungen – vor den flussbaulichen Veränderungen – stellt diese Erreichbarkeit kein Problem dar. Aus der großen lateralen Ausdehnung der ursprünglichen Flusssysteme mit einem Gradienten vom strömenden Hauptfluss zu stagnierenden Nebengewässern ergab sich eine große Habitatdiversität und die einzelnen Gewässerbereiche traten häufig oberflächlich miteinander in Verbindung. Durch die geringe Stabilität des Hauptgerinnes kam es zur periodischen Neuschaffung von Habitattypen (SCHIEMER et al. 1999 und dieser Band für das Untersuchungsgebiet), die bei stabilisiertem Hauptarm durch die Sukzession ohne Ausgleich verschwinden, d. h. durch die flussbaulichen Maßnahmen verringert sich die Neubildungsrate dieser Habitattypen gegenüber der Rate des Verschwindens durch die Sukzession dramatisch. Die stark verringerte Vernetzung der Augewässer – sowohl intern als auch zum Hauptstrom – wirkte sich nach der Donauregulierung höchstwahrscheinlich stark negativ auf die Fischfauna aus. Die Synchronisation zwischen hydrologischen Ereignissen und den physiologischen Bedürfnissen der Arten ist also nach den Regulierungsmaßnahmen besonders wichtig. So müssen etwa für eine Nutzung des Altarmes als Nasenlaichplatz die Tiere den Altarm im Zeitraum von mehreren Wochen erreichen können und die hydrologischen Verhältnisse im Altarm so stabil sein, dass sich die Männchen über längere Zeit am potentiellen Laichplatz aufhalten können und die abgelaichten Eier anschließend nicht austrocknen. Aufgrund dieser spezifischen Ansprüche eignen sich Fische besonders gut, um die Qualität der großräumigen Vernetzung zwischen Donau und Altarm, aber auch innerhalb des Altarmes abzuschätzen.

Durch die verstärkte Anbindung war eine intensivere Nutzung des Altarmes durch die Donaufischfauna besonders im Bereich unterhalb der Haslauer Traverse zu erwarten, da die breite Absenkung des Treppelweges im Bereich Süßes Loch von besonderer Bedeutung für die Fischmigration sein sollte. Die zu erwartende Einwanderung aus der Donau sollte zu einem Ansteigen des Anteils der Rheophilen an der Fischfauna des Altarmes sowie der Diversität führen. Weiters war zu hoffen, dass rheophile Flussfische den Altarm wieder als Laichhabitat nutzen, da der Rückgang an geeigneten Laichhabitaten bzw. die fehlende Erreichbarkeit solcher Stellen eine große Bedrohung darstellt (z. B. BLESS 1978). Besonders die Nasen (*Chondrostoma nasus*) laichten in früheren Jahren unmittelbar unterhalb der Haslauer Traverse (NIEDERHUBER, pers. Mitt.). Diese Laichaktivität könnte nach der Revitalisierung wieder einsetzen.

Durch die Absenkungsmaßnahmen war also mit folgenden Auswirkungen auf die Adultfischfauna zu rechnen:

- Erhöhung des Anteils der Rheophilen im Altarmsystem
- Ausweitung der räumlichen Nische von Rheophilen
- Nutzung des Altarmes als Laichplatz für Nasen
- Erhöhung der Diversität

Zur Dokumentation der Auswirkungen der Absenkungsmaßnahmen ist es notwendig, Zusammenhänge zwischen Vernetzungsparametern und dem Auftreten von wichtigen Arten nachzuweisen, da eventuelle Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren auch auf die unterschiedliche hydrologische Situation zurückzuführen sein könnten.

Neben den Elektrobefischungen, deren Ergebnisse hier im Weiteren dargestellt werden, wurden auch Jungfischaufnahmen (jeweils Mitte Juli) und Bodenfischaufnahmen (im Herbst) durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Aufnahmen werden hier nur beim Artenvorkommen und in der Diskussion erwähnt.

Material und Methode

Freiland: Es wurden 4 Befischungsserien durchgeführt, zwei Frühlingsaufnahmen, die vor allem die potenzielle Nutzung des Altarmes als Laichhabitat für Nasen bzw. andere rheophile Arten nachweisen sollten und zwei Spätsommernaufnahmen, um die Nutzung des Altarmes vor und nach den Öffnungsmaßnahmen zu dokumentieren.

Die Befischungen wurden mit einem Standaggregat von 6 kW bei einer Stromstärke von ca. 8 A durchgeführt. Die Befischungsdauer wurde notiert, wobei versucht wurde, standardisierte Zeiten von 10 (Frühling und Sommer 1996, Frühling 1999) bzw. 5 Minuten (Sommer 1999) einzuhalten. Zusätzlich wurden für die einzelnen Fänge Oberflächentemperatur und oberflächige Leitfähigkeit sowie das Vorhandensein von Unterständen sowie Makrophyten notiert. Die genaue Lage der Befischungen wurde auf Karten notiert.

Die gefangenen Tiere wurden vermessen (Totallänge, auf Millimeter) und im Frühjahr wurde notiert, ob die Fische laichreif waren, d. h. ob sie bei leichtem Druck auf den Bauch Eier oder Spermien abgaben.

Auswertung: Verwendete Daten: Für die den Vergleich der Dominanz, Nischenbreite, Stetigkeit sowie Dichte und Diversität zwischen den Untersuchungstermine wurden nur die Daten der beiden Sommerbefischungen herangezogen. Für die Analyse der Auftretenswahrscheinlichkeit kamen sämtliche Fänge zum Einsatz.

Einteilung in Größenklassen: Die gefangenen Fische wurden nach ihrer Totallänge in Größenklassen eingeteilt, wobei die 0+ Kategorie den im selben Sommer geschlüpften Fischen entspricht, die 1+ Fische den im Vorjahr geschlüpften und die >1+ Fische den älteren Tieren. Diese Einteilung ist notwendig, da sich die Reaktionen der Tiere auf Umweltfaktoren im Laufe des Lebens ändern können.

Fang pro Fangaufwand: CPUE (Catch per unit effort): auf den Fangaufwand standardisierte relative Abundanz einer Art/Größenklasse, hier auf gefangene Individuen pro 15 Minuten Elektrofischung bezogen.

Stetigkeit: Prozentsatz der Proben, in denen eine Art vorkommt.

Nischenbreite: Die Nischenbreite ist ein Maß dafür, wie weit eine Art im Untersuchungsgebiet verbreitet ist, wobei sowohl die Stetigkeit als auch die Gleichmäßigkeit, mit der die Art über die Proben verteilt ist in die Berechnung eingeht.

$NB = 1 / \sum (p_i)^2$, wobei p_i den proportionalen Anteil des Gesamtfangs einer Art in einer Probe darstellt.

Diversität nach Shannon-Weaver: Kenngröße zur Beschreibung der Vielfältigkeit der Fischfauna, bei der sowohl Artenvielfalt wie auch die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten berücksichtigt wird (MAGURRAN 1988).

$D = -1 \sum p_i \times \log(p_i)$, wobei p_i den proportionalen Anteil einer Art am Gesamtfang aller Arten darstellt.

Hauptkomponentenanalyse: Da ökologische Variablen oft sehr stark miteinander korreliert sind und diese Korrelationen die Analyse erschweren, werden durch dieses multivariate Verfahren aus vielen, hochkorrelierten Variablen wenige, voneinander mathematisch unabhängigen Faktoren errechnet. Die Bedeutung dieser Faktoren ergibt sich aus

der absoluten Höhe der sogenannten Faktorladungen (Wichtigkeit der Variablen) und deren Vorzeichen (Richtung des Einflusses).

Logistische Regression: Die zu erklärende Variable beinhaltet binäre Daten (0–1 Daten, z. B. das Vorhandensein oder Fehlen einer Art). Die mit Hilfe der Erklärungsvariablen errechneten Werte sind Wahrscheinlichkeitswerte z. B. für das Auftreten einer Größenklasse. Es wurden nur Regressionen berücksichtigt, bei denen die Stetigkeit der Größenklasse mindestens 5% betrug und zumindest 60% der Beobachtungen richtig zugeordnet wurde.

Bonferronikorrektur: Werden bei statistischen Verfahren Datensätze mehrmals verwendet, so sinkt die tatsächliche Irrtumswahrscheinlichkeit. Bei der Bonferronikorrektur wird der Quotient aus dem ursprünglich angestrebten p-Wert und der Anzahl der mit demselben Datensatz durchgeführten Analysen errechnet. Wird etwa bei einer angestrebten Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05 ein Datensatz für 2 Vergleiche verwendet, so werden nach der Bonferronikorrektur nur mehr p-Werte $< 0,025$ als signifikant akzeptiert.

Mikrohabitanalanalyse: Den kleinräumigen Bezug für die Proben stellten die im Gesamtprojekt verwendeten 200-m-Quadranten dar, die nach orographisch linkem und rechtem Ufer untergliedert und bei deutlichen Änderungen innerhalb des Quadranten (Traversen, größere Buchten, Einströmbereiche) weiter unterteilt wurden. Für jedes dieser Mikrohabitate wurde die minimale und die maximale Gewässerbreite anhand der im Projekt verwendeten Karten (im rechten Winkel zur Uferlinie) ermittelt. Aus diesen Werten wurde eine mittlere Gewässerbreite (MW Breite; Mittelwerte aus maximaler und minimaler Gewässerbreite) und die Variabilität der Gewässerbreite (Var Breite; Spannweite (Maximale – minimale Breite) als Prozentsatz der MW Breite) errechnet und den jeweiligen Mikrohabitaten zugeordnet, wobei die Werte für rechtes und linkes Ufer gleich waren.

Makrohabitanalanalyse: Den großräumigeren Bezug stellte die Untergliederung des Ausystems in Becken her, die sich im Wesentlichen mit der Einteilung des hydrologischen Modelles (siehe RECKENDORFER & STEEL, dieser Band ...) deckt. Aus den vorliegenden Unterlagen (WSD, Einreichplan) wurden Einströmbereiche definiert und für die Errechnung der Anbindungscharakteristik herangezogen.

Tab. 1: Größe der beprobten Makrohabitate und Anzahl der Einströmbereiche. Bezeichnungen Zahl Mikrohabitate: Anzahl der unterschiedenen Mikrohabitate (meist 200m Uferabschnitte); MW Breite Max (Min): maximale (minimale) mittlere Gewässerbreite. – Size of the makrohabitats: and number of inflow sections. naming as in part ...; Zahl Mikrohabitate: number of microhabitats (mostly 200m shoreline sections); MW Breite Max (Min): maximum (minimum) values for mean width of water body.

	Abkürzung	Zahl Mikrohabitate	MW Breite Max	MW Breite Min	Einströmbereiche
UW-MaEllend	UW-ME	9	46	23	1
OW-Eben (1)	OW-Eb-1	8	63	6	1
OW-Eben (2)	OW-Eb-2	4	42	24	0
UW-Eben	UW-Eb	20	98	6	2
OW-Haslau	OW-Ha	14	134	32	2
UW-Haslau	UW-Ha	20	149	23	1

Tab. 1 Fortsetzung

	Abkürzung	Zahl Mikro- habitats	MW Breite Max	MW Breite Min	Einström- bereiche
OW-Mitterhaufen (1)	OW-Mi-1	14	125	35	1
OW-Mitterhaufen (2a)+(2b)	OW-Mi-2	18	65	8	0
UW-Mitterhaufen	UW-Mi	18	85	27	0
OW-Regelsbrunn (1)+(2)	OW-Re	21	219	10	1
Nebenarm (4)	Ne-4	14	66	4	0
UW-Regelsbrunn	UW-Re	21	232	13	3

Ergebnisse

Hydrologie, Temperatur und Leitfähigkeit

Die Frühjahrsbefischung 1996 (23. und 24. 4.) erfolgte während einer Phase mit steigender Donauproduktion und steigendem Donaupegel, ohne dass eine Vernetzung von Altarm und Hauptstrom erreicht wurde (Abb. 1). Die Temperaturwerte in der Donau lagen im Bereich, der als optimal für das Laichgeschehen der Nase angegeben werden (8–12 °C; KECKEIS et al. 1996), im Augewässer darüber (Tab. 2). 1996 traten die ersten Vernetzungsereignisse Mitte Mai bei Temperaturen über 12 °C auf. Die Leitfähigkeit lag mit ca. 500 μS deutlich über den donautypischen Werten (300–400 μS , siehe HEIN ET AL., dieser Band).

Tab. 2: Mittlere Temperaturen (°C) im Altarm und in der Donau. – Mean temperatures (°C) in the backwater system and the Danube itself.

	Fj 96	SD	Fj 99	SD	So 96	SD	So 99	SD
Donau	11,1		6,2		17,8		17,2	
Altarm	14,8	± 0,67	8,5	± 0,28	22,0	± 1,75	17,2	± 1,68
Fj 96 ... 23., 24. 4. 96					So 96 21. 8. bis 29. 8. 96			
Fj. 99 29. 3. bis 31. 3. 99					So 99 31. 8. bis 19. 9. 99			
Donau ... Temperatur Reichsbrücke, 7 h								

Bei der Frühjahrsbefischung 1999 lagen die Temperaturen bei den ersten Befischungen (29. 3. bis 31. 3.) in der Donau erst knapp über 6 °C, im Altarmsystem bei ca. 8 °C. Die ersten Hochwasserereignisse hatten bereits Mitte Februar eingesetzt und aufgrund der Absenkungsmaßnahmen waren vor dem Befischungstermin mehrere Wochen lang Donau und Hauptarm vernetzt (Abb. 1). Da eine spätere Einwanderung von laichreifen Nasen nicht ausgeschlossen werden konnte, wurden an ausgewählten Stellen noch an 3 Terminen (6. 4., 12. 4., 30. 4.) Befischungen durchgeführt, die bei für das Laichverhalten der Nase günstigen Temperaturen stattfanden. Die Vernetzung zwischen Donau und Hauptarm war im April 1999 nur für wenige Tage unterbrochen (Abb. 1). Dies zeigte sich auch in den Leitfähigkeitswerten.

Die Spätsommernaufnahme 1996 erfolgte bei Niedrigwasser. Die im Altarm gemessenen Temperaturen lagen etwas über denen der Donau (Tab. 2). Die Leitfähigkeit war unterhalb der Haslauer Traverse donauähnlich (400–439 μS), im Bereich OW-Eb-1 und OW-Eb-2 zeigten die hohen Werte die Beeinflussung durch Hangwasser an (667 bzw. 676 μS).

der absoluten Höhe der sogenannten Faktorladungen (Wichtigkeit der Variablen) und deren Vorzeichen (Richtung des Einflusses).

Logistische Regression: Die zu erklärende Variable beinhaltet binäre Daten (0–1 Daten, z. B. das Vorhandensein oder Fehlen einer Art). Die mit Hilfe der Erklärungsvariablen errechneten Werte sind Wahrscheinlichkeitswerte z. B. für das Auftreten einer Größenklasse. Es wurden nur Regressionen berücksichtigt, bei denen die Stetigkeit der Größenklasse mindestens 5% betrug und zumindest 60% der Beobachtungen richtig zugeordnet wurde.

Bonferronikorrektur: Werden bei statistischen Verfahren Datensätze mehrmals verwendet, so sinkt die tatsächliche Irrtumswahrscheinlichkeit. Bei der Bonferronikorrektur wird der Quotient aus dem ursprünglich angestrebten p-Wert und der Anzahl der mit demselben Datensatz durchgeführten Analysen errechnet. Wird etwa bei einer angestrebten Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05 ein Datensatz für 2 Vergleiche verwendet, so werden nach der Bonferronikorrektur nur mehr p-Werte $< 0,025$ als signifikant akzeptiert.

Mikrohabitanalyse: Den kleinräumigen Bezug für die Proben stellten die im Gesamtprojekt verwendeten 200-m-Quadranten dar, die nach orographisch linkem und rechtem Ufer untergliedert und bei deutlichen Änderungen innerhalb des Quadranten (Traversen, größere Buchten, Einströmbereiche) weiter unterteilt wurden. Für jedes dieser Mikrohabitate wurde die minimale und die maximale Gewässerbite anhand der im Projekt verwendeten Karten (im rechten Winkel zur Uferlinie) ermittelt. Aus diesen Werten wurde eine mittlere Gewässerbite (MW Breite; Mittelwerte aus maximaler und minimaler Gewässerbite) und die Variabilität der Gewässerbite (Var Breite; Spannweite (Maximale – minimale Breite) als Prozentsatz der MW Breite) errechnet und den jeweiligen Mikrohabitaten zugeordnet, wobei die Werte für rechtes und linkes Ufer gleich waren.

Makrohabitanalyse: Den großräumigeren Bezug stellte die Untergliederung des Systems in Becken her, die sich im Wesentlichen mit der Einteilung des hydrologischen Modelles (siehe RECKENDORFER & STEEL, dieser Band ...) deckt. Aus den vorliegenden Unterlagen (WSD, Einreichplan) wurden Einströmbereiche definiert und für die Errechnung der Anbindungscharakteristik herangezogen.

Tab. 1: Größe der beprobten Makrohabitate und Anzahl der Einströmbereiche. Bezeichnungen Zahl Mikrohabitate: Anzahl der unterschiedenen Mikrohabitate (meist 200m Uferabschnitte); MW Breite Max (Min): maximale (minimale) mittlere Gewässerbite. – Size of the makrohabitats: and number of inflow sections. naming as in part ...; Zahl Mikrohabitate: number of microhabitats (mostly 200m shoreline sections); MW Breite Max (Min): maximum (minimum) values for mean width of water body.

	Abkürzung	Zahl Mikrohabitate	MW Breite Max	MW Breite Min	Einströmbereiche
UW-MaEllend	UW-ME	9	46	23	1
OW-Eben (1)	OW-Eb-1	8	63	6	1
OW-Eben (2)	OW-Eb-2	4	42	24	0
UW-Eben	UW-Eb	20	98	6	2
OW-Haslau	OW-Ha	14	134	32	2
UW-Haslau	UW-Ha	20	149	23	1

Tab. 1 Fortsetzung

	Abkürzung	Zahl Mikrohabitate	MW Breite Max	MW Breite Min	Einströmbereiche
OW-Mitterhaufen (1)	OW-Mi-1	14	125	35	1
OW-Mitterhaufen (2a)+(2b)	OW-Mi-2	18	65	8	0
UW-Mitterhaufen	UW-Mi	18	85	27	0
OW-Regelsbrunn (1)+(2)	OW-Re	21	219	10	1
Nebenarm (4)	Ne-4	14	66	4	0
UW-Regelsbrunn	UW-Re	21	232	13	3

Ergebnisse

Hydrologie, Temperatur und Leitfähigkeit

Die Frühjahrsbefischung 1996 (23. und 24. 4.) erfolgte während einer Phase mit steigender Donautemperatur und steigendem Donaupegel, ohne dass eine Vernetzung von Altarm und Hauptstrom erreicht wurde (Abb. 1). Die Temperaturwerte in der Donau lagen im Bereich, der als optimal für das Laichgeschehen der Nase angegeben werden (8–12 °C; KECKEIS et al. 1996), im Augewässer darüber (Tab. 2). 1996 traten die ersten Vernetzungsereignisse Mitte Mai bei Temperaturen über 12 °C auf. Die Leitfähigkeit lag mit ca. 500 µS deutlich über den donautypischen Werten (300–400 µS, siehe HEIN ET AL., dieser Band).

Tab. 2: Mittlere Temperaturen (°C) im Altarm und in der Donau. – Mean temperatures (°C) in the backwater system and the Danube itself.

	Fj 96	SD	Fj 99	SD	So 96	SD	So 99	SD
Donau	11,1		6,2		17,8		17,2	
Altarm	14,8	± 0,67	8,5	± 0,28	22,0	± 1,75	17,2	± 1,68
Fj 96	23., 24. 4. 96				So 96 21. 8. bis 29. 8. 96			
Fj. 99	29. 3. bis 31. 3. 99				So 99 31. 8. bis 19. 9. 99			
Donau ...	Temperatur Reichsbrücke, 7 h							

Bei der Frühjahrsbefischung 1999 lagen die Temperaturen bei den ersten Befischungen (29. 3. bis 31. 3.) in der Donau erst knapp über 6 °C, im Altarmsystem bei ca. 8 °C. Die ersten Hochwasserereignisse hatten bereits Mitte Februar eingesetzt und aufgrund der Absenkungsmaßnahmen waren vor dem Befischungstermin mehrere Wochen lang Donau und Hauptarm vernetzt (Abb. 1). Da eine spätere Einwanderung von laichreifen Nasen nicht ausgeschlossen werden konnte, wurden an ausgewählten Stellen noch an 3 Terminen (6. 4., 12. 4., 30. 4.) Befischungen durchgeführt, die bei für das Laichverhalten der Nase günstigen Temperaturen stattfanden. Die Vernetzung zwischen Donau und Hauptarm war im April 1999 nur für wenige Tage unterbrochen (Abb. 1). Dies zeigte sich auch in den Leitfähigkeitswerten.

Die Spätsommernaufnahme 1996 erfolgte bei Niedrigwasser. Die im Altarm gemessenen Temperaturen lagen etwas über denen der Donau (Tab. 2). Die Leitfähigkeit war unterhalb der Haslauer Traverse donauähnlich (400–439 µS), im Bereich OW-Eb-1 und OW-Eb-2 zeigten die hohen Werte die Beeinflussung durch Hangwasser an (667 bzw. 676 µS).

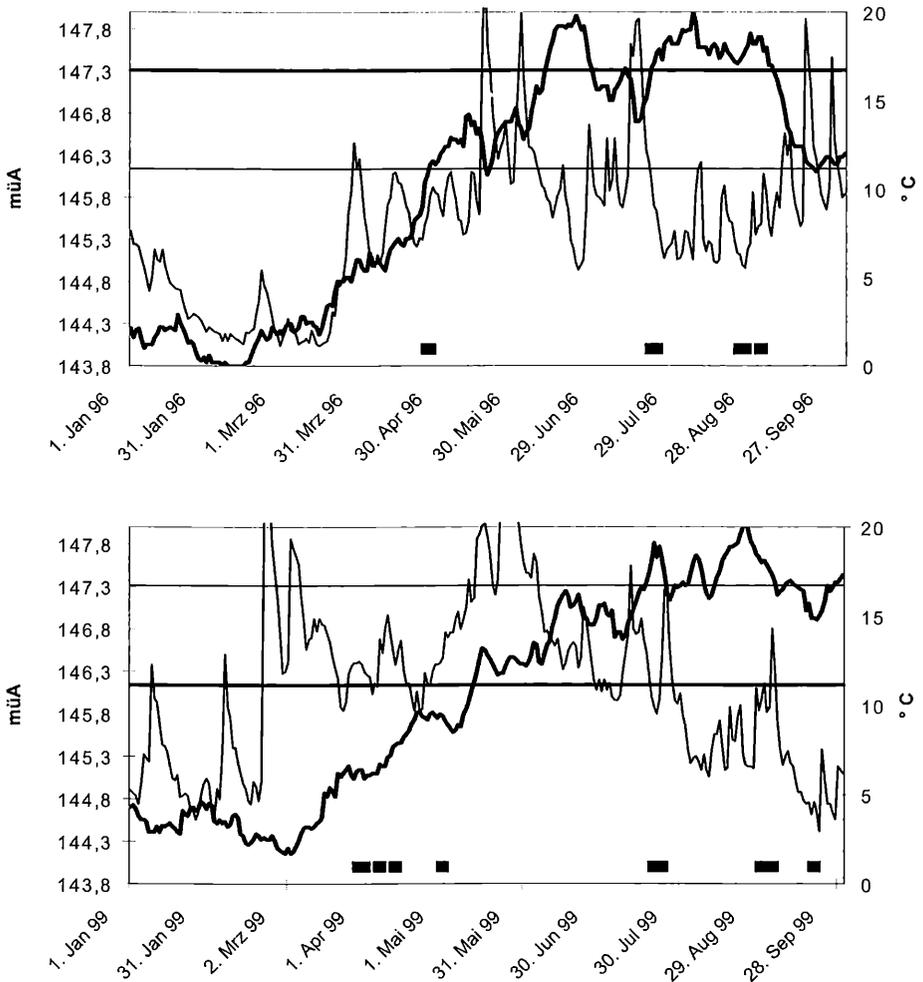


Abb. 1: Wasserstand- und Temperaturverlauf der Donau in den Untersuchungsjahren. – Dicke Linie: Temperatur Reichsbrücke 7h; dünne Linie: Pegel Orth; dicke gerade Linie: Vernetzung Einströmbereich Süßes Loch im Untersuchungsjahr; dünne gerade Linie: Vernetzung Einströmbereich Süßes Loch im jeweils anderen Jahr; Balken: Probenahmetermine (Juli: Jungfischaufnahmen). – Water level and temperature in the Danube during the two years of investigation; bold line: 7h-temperature values for gauge Reichsbrücke; Thin line: water level at gauge Orth (müA. = m.a.s.l.); bold straight line: treshold for inflow section Süßes Loch in respective year; thin straight line: treshold for inflow section Süßes Loch in the other year; bold lines near x-axis: sampling period (july: young of the year).

Die Spätsommernaufnahme 1999 erfolgte ca. bei Mittelwasser (31. 8. bis 2. 9.) und wurde am 3. 9. durch ein beginnendes Hochwasser unterbrochen. Die letzte Beprobung im Bereich UW-Re und teilweise OW-Re erfolgte bei 19. 9. bei Mittelwasser. Die Temperaturen lagen je nach Anbindungsdynamik über oder unter den Donautemperaturen. Dagegen hatten sich die Leitfähigkeitswerte zur Voruntersuchung nur geringfügig verändert. Auch die beiden hangwasserbeeinflussten Standorte zeichneten sich nach wie vor durch hohe Leitfähigkeitswerte aus (673 bzw. 501 μS).

Artenbestand

Im Nachuntersuchungsjahr 1999 konnten einige Arten nachgewiesen werden, die bei der Voruntersuchung fehlten. Es handelt sich dabei um adulte Frauenerflinge (*Rutilus pigus virgo*), um einen subadulten Wolgazander (*Sander volgensis*), die bei der Sommerbefischung festgestellt wurden sowie um mehrere Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*), einen adulten Steinbeißer (*Cobitis elongatoides*), einen adulten Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*), eine adulte Bachschmerle (*Barbatula barbatula*) und eine adulte Koppe (*Cottus gobio*) während der Frühjahrsaufnahme. Die Bachschmerle, der Wolgazander, der Steinbeißer und der Stichling wurden bereits vorher im Altarmsystem nachgewiesen, wenn auch nicht bei den Befischungen 1996 und 1999 (MOIDL 1997, SPINDLER 1991). Dagegen konnten der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) bei der Nachuntersuchung in den hier behandelten Elektrobefischungen nicht mehr nachgewiesen werden, wohl aber in der Bodenfischaufnahme 2000.

Bei einer Befischung im Rahmen eines Praktikums konnte 1999 im Untersuchungsgebiet erstmalig für Österreich die Nackthalsgrundel *Neogobius gymnotrachelus* nachgewiesen werden (AHNELT et al. 2001). Die Art hat sich nach den Ergebnissen der Bodenfischaufnahme im Altarm etabliert.

Tab. 3: Bei den Adultfischserien nachgewiesene Arten in Häufigkeitsklassen. Ökotypen nach SCHIEMER & WAIDBACHER 1992, verändert. * bis 10, ** bis 100, *** über 100 Individuen; Befischungsserien: wie in Tab. 2. – Fish species caught in 4 sampling periods in frequency classes. Guilds according to SCHIEMER & WAIDBACHER 1992, modified. * – 10, ** – 100, *** > 100 individuals; sampling periods as in tab. 2.

			Fr 96	Fr 99	So 96	So 99
Rhithral	<i>Lota lota</i>	Quappe			*	*
	<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle				
Rheophil a	<i>Barbus barbus</i>	Barbe			**	**
	<i>Barbus petenyi</i>	Hundsbarbe		*		
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase		*	**	**
	<i>Gobio albipinnatus</i>	Weißflossengründling			*	*
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel		*	*	**
	<i>Rutilus pigus virgo</i>	Frauenerfling				*
	<i>Vimba vimba</i>	Rußnase	**	*	*	**
	<i>Negobius kessleri</i>	Kesslergrundel		*	*	**
	<i>Gymnocephalus baloni</i>	Donaukaulbarsch		*	*	*
Reophil b	<i>Cobitis elongatoides</i>	Steinbeißer		*		
	<i>Aspius aspius</i>	Schied	*	*	**	*
	<i>Gobio gobio</i>	Gründling	*	*	**	**
	<i>Leuciscus idus</i>	Nerfling			*	*
Eurytop	<i>Alburnus alburnus</i>	Laube	***	***	***	***
	<i>Abramis brama</i>	Brachse	**		**	**
	<i>Abramis bjoerkna</i>	Güster	**	*	**	**
	<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	*	*	**	*

Tab. 3 Fortsetzung

			Fr 96	Fr 99	So 96	So 99
Eurytop	<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	*		*	*
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Tolstolob	*			
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling		*		
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Aitel	**	**	**	***
	<i>Rutilus rutilus</i>	Rotauge	***	***	***	***
	<i>Esox lucius</i>	Hecht	**	*	**	***
	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	Marmor. Grundel		**	*	**
	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Kaulbarsch			*	
	<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	*	**	***	***
	<i>Sander lucioperca</i>	Zander	*		*	*
	<i>Sander volgensis</i>	Wolgazander				*
	<i>Silurus glanis</i>	Wels	*	*	*	*
Stagnophil	<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	**	**	**	***
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	*	*	*	*
	<i>Tinca tinca</i>	Schleie	*		*	*
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Stichling		**		

Dominanz, Stetigkeit und Nischenbreite Ökologische Gruppen

Die Dominanzverhältnisse zwischen den einzelnen ökologischen Gruppen bleiben zwischen den Untersuchungsjahren praktisch gleich (Abb. 2). Bei keiner der Ökogruppen differierten die Prozentsätze mehr als 2% zwischen Vor- und Nachuntersuchung.

Bei den Nischenbreiten und den Stetigkeitswerten waren deutlichere Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren zu beobachten (Abb. 3); sowohl die Gruppe Rheophil a als auch die Eurytopen zeigten 1999 sowohl höhere Nischenbreiten als auch deutlich

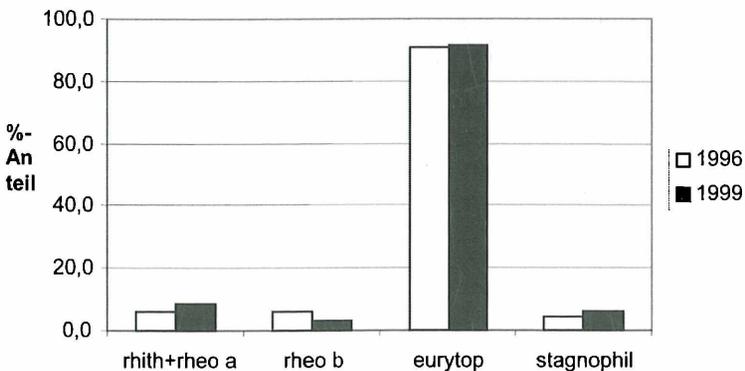


Abb. 2: Vergleich der Dominanz der Ökogruppen. Zugehörigkeit Ökogruppen wie in Tab. 3. – Dominance of ecological guilds. Guilds as in tab. 3.

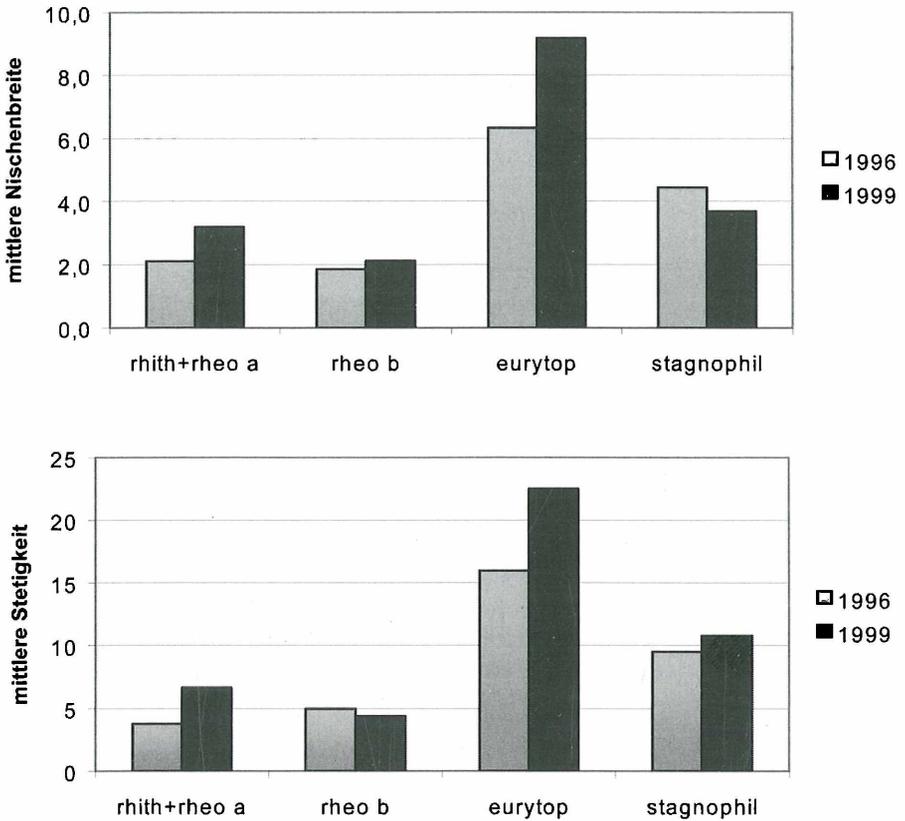


Abb. 3: Nischenbreite und Stetigkeit der Ökogruppen. Ökogruppen wie in Tab. 3. – Niche width and frequency of occurrence for the ecological guilds. Guilds as in tab. 3.

erhöhte Stetigkeitswerte. Die Gruppe Rheophil b wies keine Nischenausweitung auf und bei den Stagnophilen wurden höhere Stetigkeitswerte bei sinkender Nischenbreite festgestellt.

Größenklassen

Rithrale und Rheophile: Obwohl 31 der 69 auftretenden Größenklassen als rhithral oder rheophil einzustufen sind, machten nur die >1+ Gründlinge (1996) und die 0+ Nasen (1999) mehr als 1% der Gesamtdichte der jeweiligen Probenserie aus. Gerade bei diesen Größenklassen zeigten sich auch die deutlichsten Veränderungen: >1+ Gründlinge stellten bei der Nachuntersuchung nur mehr 0,3% dar, während die 0+ Nasen von 0,3 auf 1,7% zunahm. Bei den anderen Größenklassen traten nur geringe Veränderungen auf. Bei den beiden Gründlingsarten wiesen die größeren Tiere eine Abnahme auf, während die 0+ Fische zunahm. Ein ähnlicher Trend war bei Nase und Barbe zu beobachten: 0+ und 1+ Fische nahmen zu, >1+ Individuen dagegen ab. Beim Schied kam es umgekehrt zu einer Zunahme der >1+ Individuen, während 0+ Individuen abnahmen. Der Nerfling zeigte geringfügige Zunahmen in allen 3 Größenklassen.

Die bei der Dominanz festgestellten Trends bestätigten sich großteils bei der Nischenbreite und der Stetigkeit der Verteilung. Die Zunahme der Kesslergrundel (>1+, 1+) war bei Nischenbreite und Stetigkeit eindrucksvoller als bei der Dominanz, ebenso bei der

0+ Hasel. Auch der zunehmende Trend bei der Dominanz von kleinen Nasen und Barben findet sich bei Nischenbreite und Stetigkeit wieder. Dagegen zeigte sich beim >1+ Nerfling ein geringfügiger Rückgang bei Nischenbreite und Stetigkeit bei einer Verdoppelung der Dominanz, was auf eine geklumptere Verteilung schließen lässt.

Eurytope und Stagnophile: Die dominanten Größenklassen waren sowohl bei der Voralis auch bei der Nachuntersuchung: >1+ Fische der Arten Rotaugen, Flussbarsch und Laube, wobei die Rotaugen etwas abnahmen, die Barsche und die Lauben dagegen stärker in den Fängen vertreten waren. Der Aitel war generell in der Nachuntersuchung stärker vertreten, bei der Marmorierten Grundel und der Güster nahmen die >1+ und 1+ Fische ab, während die 0+ annähernd gleich blieben. Bei den anderen Arten traten geringfügige Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen auf und die Trends differierten zwischen den Größenklassen einer Art.

Das >1+ Rotaugen kam in beiden Sommerbefischungen in 4/5 der Proben vor, erreichte daher auch die jeweils höchsten Werte für die Nischenbreite. Ähnlich hohe Werte erreichten die >1+ Lauben in beiden Untersuchungen und die >1+ Aitel und Hechte in der Nachuntersuchung. Bei etlichen Größenklassen war eine Erhöhung der Dominanz mit steigender Nischenbreite und Stetigkeit verbunden, so etwa bei 0+ Laube und Bitterling >1+ Brachse, 0+ Zander und allen Größenklassen des Aitels. Aber auch ein Steigen der Nischenbreite und Stetigkeit bei abnehmender Dominanz war gelegentlich zu beobachten, etwa bei den größeren Marmorierten Grundeln oder beim >1+ Zander. Beim 0+ Rotaugen blieben Nischenbreite und Stetigkeit trotz des starken Absinkens in der Dominanz gleich, was auf eine gleichmäßigere Verteilung schließen lässt.

Tab. 4: Dominanz, Nischenbreite und Stetigkeit der gefangenen rhithralen und rheophilen Fische (Sommerbefischungen); schattierte Werte: Nachuntersuchung. Wfl.gründling Weißflossengründling. – Percentage distribution, niche width and frequency of occurrence of rhithral and rheophilic fish (summer catches); grey cells: post impact values.

	%-Anteil	%-Anteil	NB	NB	Stetigkeit	Stetigkeit
0+ Quappe		0,2		5,4		9
>1 Quappe	0,5		1,0		2	
0+ Barbe	0,1	0,8	1,6	2,7	3	6
1+ Barbe	0,2	0,6	1,0	2,0	2	4
>1 Barbe	0,5	0,2	4,6	2,6	10	5
0+ Nase	0,3	1,7	2,9	3,9	5	8
1+ Nase		0,7		2,2		6
>1 Nase	0,4	0,2	3,9	3,6	6	6
0+ Wfl.gründling	0,1	0,3	1,8	1,0	3	3
1+ Wfl.gründling	0,5		1,0		2	
>1 Wfl.gründling	0,2		5,8		10	
0+ Hasel	0,4	0,5	1,0	6,3	2	12
1+ Hasel	0,3	0,1	1,2	3,6	3	6
>1 Hasel		0,3		1,0		3
1+ Frauenerfling		0,3		1,0		3
>1 Frauenerfling		0,9		1,8		4

Tab. 4 Fortsetzung

	%-Anteil	%-Anteil	NB	NB	Stetigkeit	Stetigkeit
0+ Rußnase	0,5	0,5	1,0	2,5	2	8
1+ Rußnase	0,4	0,1	3,0	3,6	6	6
>1 Rußnase	0,7	0,1	1,0	3,6	2	6
1+ Kesselgrundel		0,3		5,5		9
>1 Kesselgrundel	0,2	0,6	2,0	7,4	3	20
>1 Donaukaulbarsch	0,8	0,3	1,0	1,0	2	3
0+ Schied	0,6		4,0		8	
1+ Schied	0,3	0,3	1,0	1,0	2	3
>1 Schied	0,1	0,6	1,0	2,0	2	4
0+ Gründling	0,1	0,9	2,8	3,0	5	5
1+ Gründling	0,2		1,7		3	
>1 Gründling	4,6	0,3	1,7	4,8	16	10
0+ Nerfling	0,1	0,3	1,0	1,0	2	3
1+ Nerfling		0,6		2,0		4
>1 Nerfling	0,1	0,3	1,7	1,0	3	3

Tab. 5: Dominanz, Nischenbreite und Stetigkeit der gefangenen eurytopen und stagnophilen Fische (Sommerbefischungen); schattierte Werte: Nachuntersuchung. – Percentage distribution, niche width and frequency of occurrence of eurytopic and stagnophilic fish (summer catches); grey cells: post impact values.

	%-Anteil	%-Anteil	NB	NB	Stetigkeit	Stetigkeit
0+ Laube	0,6	2,5	4,4	11,4	11	28
1+ Laube	2,2	1,5	5,6	11,3	17	24
>1 Laube	9,4	16,3	20,9	26,6	51	65
0+ Brachse	1,3	0,5	3,9	4,3	11	13
1+ Brachse		0,1		2,3		5
>1 Brachse	0,2	0,4	1,7	6,3	3	10
0+ Güster	0,7	0,6	1,0	6,6	2	13
1+ Güster	1,4	0,1	4,0	2,7	10	5
>1 Güster	1,8	0,8	6,4	6,1	17	18
>1 Giebel	1,2	0,2	6,4	3,4	13	7
>1 Karpfen	0,2	0,2	1,9	5,1	3	8
0+ Aitel	0,3	1,7	3,1	5,5	6	22
1+ Aitel	1,4	2,5	3,4	7,4	13	22
>1 Aitel	3,5	5,8	11,5	22,5	33	63
0+ Rotauge	6,2	1,2	11,1	10,6	33	32
1+ Rotauge	1,7	2,6	8,5	9,2	19	27
>1 Rotauge	38,3	33,2	30,1	28,1	83	79
0+ Hecht	1,3	1,4	11,3	18,2	24	32
1+ Hecht	0,4	1,2	4,9	22,4	10	36

Tab. 5 Fortsetzung

	%-Anteil	%-Anteil	NB	NB	Stetigkeit	Stetigkeit
>1 Hecht	1,3	0,7	10,3	16,1	22	24
0+ Marmorgrundel	0,3	0,3	1,0	1,0	2	3
1+ Marmorgrundel	1,0	0,1	1,0	4,0	2	6
>1 Marmorgrundel	0,4	0,2	1,0	5,9	2	9
0+ Kaulbarsch	0,4		2,5		6	
>1 Kaulbarsch	0,2		1,0		2	
0+ Flussbarsch	0,2	0,3	2,0	1,0	3	3
>1 Flussbarsch	13,3	15,6	23,6	16,3	70	76
0+ Zander	0,2	0,9	1,7	3,0	3	5
1+ Zander	0,6		2,0		3	
>1 Zander	0,4	0,1	1,0	4,0	2	6
>1 Wolgazander		0,3		1,0		3
>1 Wels	0,3	0,2	2,8	3,8	5	8
1+ Rotfeder	1,0	0,9	1,0	3,0	2	5
>1 Rotfeder		0,9		1,8		4
0+ Bitterling	0,3	1,3	3,6	7,5	6	21
1+ Bitterling	0,7	0,2	6,4	4,5	14	8
>1 Bitterling	1,8	2,8	9,3	4,4	22	25
>1 Schleie	0,1	0,4	2,0	1,0	3	3

Makrohabitatnutzung

Fischdichten

Im Sommer 1996 waren die Gesamtdichten (angegeben als Gesamtzahl der in 15 Minuten gefangenen Fische) generell niedriger als bei der Nachuntersuchung, nur im Bereich Kormoranhaufen (OW-Mi-1) wurden 1999 deutlich weniger Fische gefangen als 1996 (Abb. 4). Die von den Ansenkungsmaßnahmen betroffenen Bereiche (von UW-Eben bis zur Altarmmündung) zeichneten sich bei der Nachuntersuchung durch eine Vereinheitlichung der Dichtewerte aus. Dies entspricht in den meisten Bereichen einer deutlichen Zunahme, teilweise waren die Dichten mehr als doppelt so hoch wie bei der Voruntersuchung. Nur im Bereich OW-Mi-1 und OW-Re waren die Dichten bei der Nachuntersuchung geringfügig niedriger. Keine Änderung gab es im Bereich unterhalb der Regelesbrunner Traverse, wo keine Absenkungsmaßnahmen gesetzt worden waren und im Bereich OW-Eb-1, der stark hangwasserdominiert war und ist.

Diversität

Wie schon bei den Dichten zeichnet sich die Nachuntersuchung durch einheitlichere Werte aus: während in der Voruntersuchung die Diversitätswerte noch zwischen 0,6 und 2,3 schwankten, war die mittlere Diversität bei der Nachuntersuchung in keinem der Becken niedriger als 1,5 und erreichte in mehreren Makrohabitaten Werte nahe 2 (Abb. 5). Die höchste Diversität trat im Bereich OW-Mi-2 (neu angebundener Arm im Bereich Kormoranhaufen) auf, für den keine Werte für die Voruntersuchung vorliegen. Dramatische Zunahmen in der Diversität konnten im Bereich zwischen der Ebentrasverse und der Haslauer Traverse festgestellt werden, also in Bereichen, wo der Altarm sehr nahe

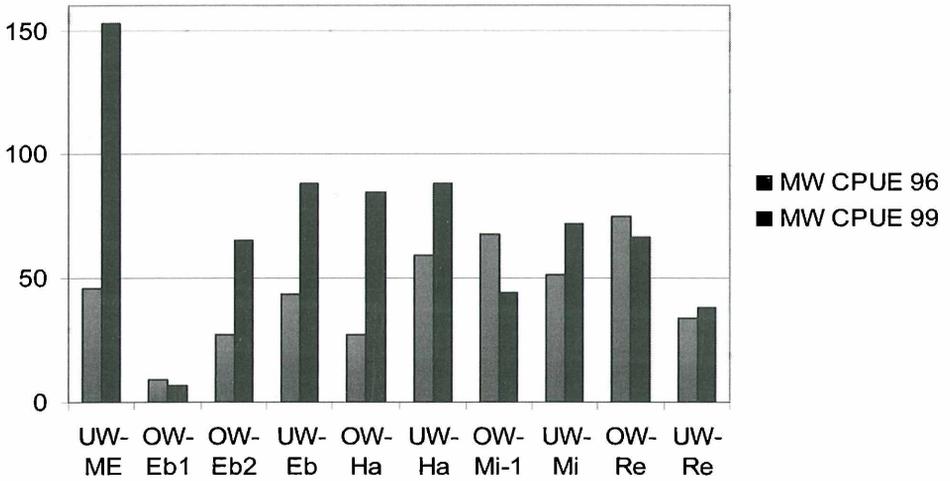


Abb. 4: Mittlere Gesamtdichten (CPUE) im Längsverlauf. – Mean overall densities (CPUE) in a longitudinal gradient.

bei der Donau liegt und wo eine Absenkungsmaßnahme getroffen wurde. Generell stabilisierte sich die Diversität auf einem hohen Niveau.

Laichwanderung der Nase

Im Frühjahr 1996 und während der ersten Frühlingsbefischung 1999 wurden keine laichreifen Nasen gefangen. Allerdings konnten 1999 im Bereich Haslauer Traverse/Fischaufstiegshilfe, Gabelung Kormoranhaufen, Kormoranhaufen 2 und unmittelbar unterhalb der ehemaligen Mitterhaufentraverse Stellen mit hoher Strömungsgeschwindigkeit, geringer Wassertiefe und Schotteruntergrund festgestellt werden, wie sie für die Laichplätze der Donaupopulation der Nasen typisch sind (KECKEIS et al. 1996.). An diesen Stellen wurden noch 3 Befischungsserien am 6. 4., 12. 4. Und 30. 4. durchgeführt und

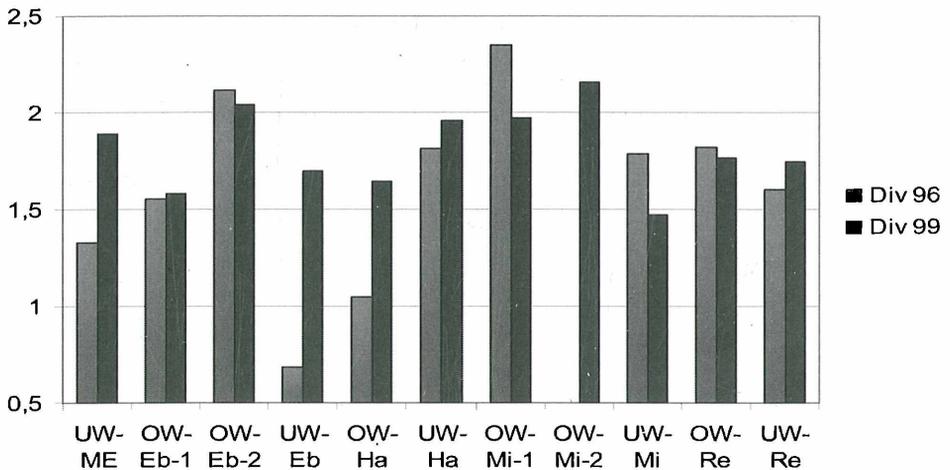


Abb. 5: Mittlere Diversität im Längsverlauf. OW-Mi-2 wurde 1996 nicht beprobt. – Mean diversity in a longitudinal gradient. OW-Mi-2 was not sampled in 1996.

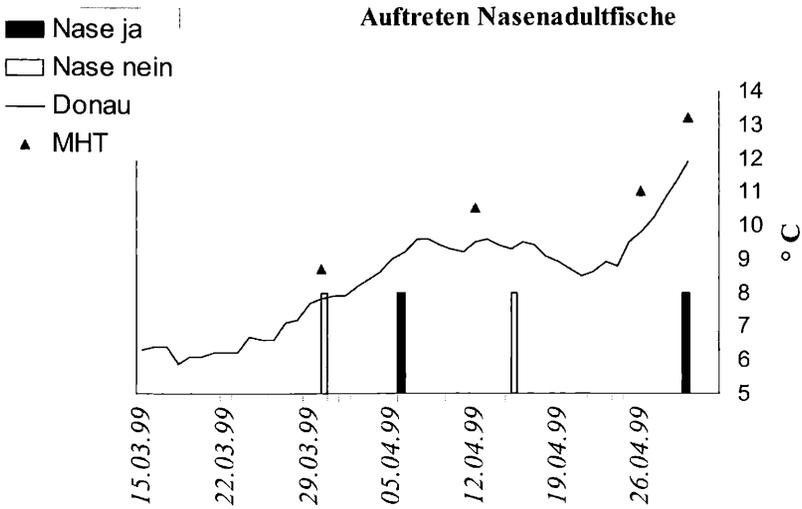


Abb. 6: Auftreten von laichreifen Nasenmännchen in Relation zum Temperaturverlauf in der Donau (7-h Werte Reichsbrücke) sowie unmittelbar unterhalb der Mitterhaufentraverse (MHT). – Occurrence of spawning nase males in relation to water temperature (Donau: Danube temperature at gauge Reichsbrücke; MHT: on sampling location).

dazwischen bei mehreren Begehungen die Wassertemperaturen gemessen sowie die Tiefen und Strömungen geschätzt. Bei den Befischungen konnten am 6. 4. und am 30. 4. kleinere Trupps Nasen festgestellt werden und zwar jeweils an derselben Stelle unterhalb der Mitterhaufentraverse. Die gefangenen Tiere waren laichreife Männchen mit Totallängen zwischen 43,5 und 49 cm, was für Männchen sehr groß ist (Vergleich: Laichplatz Fische; KECKEIS, pers. Mitt.). Interessanterweise wurden die beiden Nasengruppen nach deutlichen Temperaturanstiegen sowohl im Donauhauptarm als auch im Altarm gefangen (Abb. 6). Die Pegellagen erlaubten an und kurz vor beiden erfolgreichen Befischungsterminen eine Einwanderung aus der Donau. Zwischen den Befischungen lag eine Niederwasserphase, während der die Wassertiefen und Strömungsgeschwindigkeiten an den Probenstellen deutlich sanken. Eine flache Probestelle trocknete beinahe gänzlich aus.

Einfluss der Abiotik auf das Fischvorkommen

Bei den in den vorigen Kapiteln festgestellten Unterschieden zwischen Vor- und Nachuntersuchung bleibt die Frage offen, ob Unterschiede auf die Baumaßnahmen zurückzuführen sind. Kann ein klarer Einfluss der hydrologischen Vernetzung auf die Tiere nachgewiesen werden, so ist damit auch die Wirksamkeit der Baumaßnahmen belegt. Der Einfluss von Vernetzungscharakteristika, Lage der Probestellen in Relation zu Einstrombereichen und Gewässerbreite (zur ökologischen Grobcharakterisierung) auf das Auftreten/Fehlen bestimmter Größenklassen wurde mit logistischen Regressionen untersucht (siehe Kapitel „Auswertung“).

Für den Zusammenhang zwischen Auftreten und abiotischen Parametern wurden sowohl die Spätsommerbefischungen als auch die Frühjahrsbefischungen herangezogen. Den räumlichen Bezug stellten die Mikrohabitate (ca. 200 m Uferabschnitte, siehe Räumlicher Bezug) dar. Die Errechnung der unten angeführten Vernetzungsparameter erfolgte wie im Kapitel „Räumlicher Bezug“ dargestellt.

Abiotische Faktoren

Die Vernetzungsparameter waren

Tage mit Vernetzung zur Donau für die letzten 6 Monate: für die Frühlingsbefischungen vom Oktober des Vorjahres, für die Sommerbefischungen März desselben Jahres bis zu jeweiliger Probennahme; im Folgenden VN

Tage mit Vernetzung für 6. bis 4. Monat vor Monat der Probennahme; VNVOR4

- Tage mit Vernetzung für 3. bis 1. Monat vor Monat der Probennahme VNVOR1
- Aktueller Pegel des Makrohabitats als Abweichung vom Medianwert des Untersuchungsjahres (anhand des hydrologischen Modells); Abweich Med
- Pegelweg für 7 Tage vor der Probennahme (anhand des hydrologischen Modells) Pegelweg 7 Tage
- Trend des Pegels für 7 Tage vor der Probennahme (Steigungswert einer lineare Regression mit Tagen als unabhängige und Pegel als abhängige Variable); K
- Tage seit der letzten oberflächigen Vernetzung mit der Donau; TSA

Als weitere abiotische Parameter wurden die

Distanz zum nächstgelegenen Einströmbereich; Distanz ES

- mittlere Gewässerbreite; Breite
- deren Variabilität; Var. Breite

zur Grobcharakterisierung des Habitats herangezogen.

Die oben erwähnten Vernetzungsparameter sollten sowohl die kurzzeitige als auch die langfristige Vernetzung beschreiben. Die hohe Korrelation zwischen den Variablen erschwerte die Analyse. Daher wurden die Vernetzungsparameter durch eine Hauptkomponentenanalyse in 2 Faktoren zusammengefasst, die zusammen 74% der Varianz in den Daten erklären. Der erste Faktor (HKA 1) beschreibt vor allem die langfristige Vernetzung (hohe Werte für Variable VN, VNVOR1 und VNVOR4 in Tab. 6 für HKA 1), während Faktor 2 (HKA 2) den Wasserstand zur Befischungszeit und seine kurzfristige Fluktuationen widerspiegelt (hohe Werte für Abweich Med, K, Pegelwege 7 Tage).

Tab. 6: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse für Vernetzungsparameter: Faktorladungen. Parameter siehe Text. - Factor loadings for principal component analysis of hydrological parameters. Parameters see text.

Rotierte Komponentenmatrix – Faktorladungen		
	HKA 1	HKA 2
Abweich Med	-0,196	0,865
K	0,417	0,666
Pegelweg 7 Tage	0,406	0,751
VN	0,963	0,168
TSA	-0,521	-0,218
VNVOR4	0,941	0,138
VNVOR1	0,937	0,013

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung

Mit den zwei Vernetzungsfaktoren und den drei anderen Variablen wurden für alle 1+ und >1+ Größenklassen, bei denen mindestens in 5% der Beobachtungen Tiere der Größenklasse auftraten, logistische Regressionen gerechnet. Die 0+-Fische wurden nicht berücksichtigt, da sie in den Frühjahrsfängen nicht vorkamen.

Ergebnisse logistische Regressionen

Insgesamt wurden für 21 Größenklassen Analysen durchgeführt. Bei den 5 Rheophilen konnte nur für die Rußnase kein Zusammenhang mit den abiotischen Variablen festgestellt werden. Bei den Eurytopen konnte nur für 5 der 14 untersuchten Größenklassen Zusammenhänge nachgewiesen werden und beim stagnophilen Bitterling waren für beide Größenklassen keine gültige Regression ermittelbar.

Die Gewässerbreite war in 8 Fällen in den Regressionen vertreten und wies 7 mal einen hochsignifikanten Einfluss auf die Auftretenswahrscheinlichkeit einer Größenklasse auf, d. h. in engeren Altarmabschnitten war die Auftretenswahrscheinlichkeit der entsprechenden Größenklasse höher. Auch die hydrologischen Parameter HKA1 + 2 traten mehrmals in den Regressionen auf. Interessanterweise wurden immer nur positive Vorzeichen beobachtet, d. h. die Vernetzungsintensität hat entweder keinen nachweisbaren Einfluss auf die Auftretenswahrscheinlichkeit oder die Auswirkungen sind positiv. Bei der Distanz zum nächstgelegenen Einströmbereich können sowohl positive als auch negative Effekte auftreten.

Beide Größenklassen der Nase reagierten auf Gewässerbreite und Vernetzung: während der Einfluss der langfristigen Vernetzung auf die 1+ Nasen wegen der Bonferronikorrektur keine Signifikanz erreichte, war der positive Einfluss der aktuellen Pegellage auf die Auftretenswahrscheinlichkeit der >1+ Nasen signifikant. Die Kesslergrundel profitiert von stärkerer langfristiger Vernetzung und ist in kürzerer Distanz zu Einströmbereichen wahrscheinlicher anzutreffen. Auch die Breite des Gewässers spielt eine signifikante Rolle für das Auftreten der Kesslergrundel (>1+). Der Gründling (>1+) kommt vor allem in schmäleren Gewässerabschnitten vor, der positive Einfluss von höheren Pegellagen (HKA 2) war nicht signifikant. Bei Laube und Rotauge (>1+) war keiner der abiotischen Variablen in der Regression signifikant, d. h. die Regression ist schwer zu interpretieren. Die Auftretenswahrscheinlichkeit des >1+ Aitelns nimmt signifikant mit der Entfernung zum Einströmbereich und der Intensität der langfristigen Vernetzung zu und mit der Gewässerbreite ab, bei der >1+ Marmorgrundel ist die Auftretenswahrscheinlichkeit in der Nähe von Einströmbereichen höher.

Tab. 7: Ergebnisse der logistischen Regressionsanalysen. Fett: nach der Bonferronikorrektur signifikant; b: Regressionskoeffizient; p: Irrtumswahrscheinlichkeit für einzelne Variable; r: Korrelationskoeffizient; % richtig: % der richtig zugeordneten Beobachtungen; p (gesamt): Irrtumswahrscheinlichkeit der Regression. – Results of logistic regression analysis. Bold: significant after Bonferroni correction; b: regression coefficient; p: significance level for individual variable, % richtig: percentage of observations rightly allocated by logistic regression, p(gesamt): signif. level for regression.

		b	p	r	% richtig	p (ges)
1+ Nase	Breite	-0,045	0,0000	-0,436	66,20%	0,0000
	HKA 1	0,628	0,0249	0,101		
>1+ Nase	Breite	-0,044	0,0000	-0,411	68,98%	0,0000
	HKA 2	0,947	0,0023	0,156		
>1+ Rußnase	Keine gültige Regression					
>1+ Kesslergrundel	Breite	-0,013	0,0001	-0,208	63,43%	0,0000
	Distanz ES	-0,733	0,0000	-0,255		
	HKA 1	1,079	0,0000	0,224		
	HKA 2	0,680	0,0047	0,141		

Tab. 7 Fortsetzung

		b	p	r	% richtig	p (ges)
>1+ Gründling	Breite	-0,026	0,0000	-0,451	63,43%	0,0000
	HKA 2	0,454	0,0407	0,086		
1+ Laube	Keine gültige Regression					
>1+ Laube	Var. Breite	-0,008	0,0175	-0,110	60,65%	0,0000
	Distanz ES	0,154	0,0025	0,154		
	HKA 1	0,283	0,0530	0,076		
	HKA 2	-0,302	0,0447	-0,082		
Keine gültige Regression für Brachse (>1+), Güster (1+, >1+)						
Karpfen (>1+) und Giebel (>1+)						
1+ Aitel	Keine gültige Regression					
>1+ Aitel	Breite	-0,009	0,0000	-0,240	69,91%	0,0000
	Distanz ES	0,234	0,0000	0,229		
	HKA 1	0,566	0,0002	0,197		
1+ Rotauge	Keine gültige Regression					
>1+ Rotauge	Breite	0,005	0,0191	0,108	64,81%	0,0000
	Distanz ES	0,131	0,0172	0,111		
	HKA 2	-0,293	0,0655	-0,068		
1+ Hecht	Breite	-0,018	0,0000	-0,314	66,67%	0,0000
	Distanz ES	-0,236	0,0025	-0,155		
	HKA 1	0,896	0,0000	0,250		
>1+ Hecht	Keine gültige Regression					
>1+ Marmor. Grundel	Breite	-0,014	0,0000	-0,226	61,57%	0,0000
	Distanz ES	-0,613	0,0000	-0,230		
	HKA 2	0,903	0,0013	0,167		
Keine gültige Regression für Bitterling (1+, >1+)						

Diskussion

Trotz der doch recht tiefgreifenden hydrologischen Veränderungen im Untersuchungsgebiet zeigten sich relativ geringe Veränderungen bei der Adultfischfauna. Eurytope Individuen stellten weiterhin den Großteil der Fischfauna. Ähnliche Ergebnisse zeigten sich bei Untersuchungen bei Revitalisierungsmaßnahmen im Unterlauf des Rheins (GRIFT 2001), wo ebenfalls eurytope Fische die Adultfischfauna in den Nebengewässern dominierten.

Auch eine intensive Nutzung des Altarmes als Laichhabitat für Nasen konnte nicht nachgewiesen werden. Allerdings wanderten kleinere Gruppen laichreifer Nasen ein und eine intensivere Nutzung ist für die kommenden Jahre nicht auszuschließen. Am Niederrhein konnte keine Laichaktivität Rheophiler in den neu angebundenen Nebengewässern nachgewiesen werden (GRIFT 2001).

Auffällig erscheint der Trend zur Vereinheitlichung der Fischfauna in den stärker angebundenen Altarmabschnitten: sowohl die Diversität als auch die Gesamtdichten waren im Nachuntersuchungsjahr deutlich einheitlicher. Auffällig erscheint auch die wesentli-

che Zunahme der Gesamtdichten im Sommer 1999, die vor allem die Bereiche oberhalb der Haslauer Traverse betrafen und sowohl auf die Absenkungsmaßnahmen als auch auf die hydrologische Situation des Untersuchungsjahres zurückzuführen sein könnte. Auch bei der Jungfischaufnahme wurden in der Nachuntersuchung wesentlich höhere Dichten festgestellt.

Die Fischdiversität zeigte steigende Werte in stärker vernetzten Bereichen und geringe Diversitätswerte in lange vom Hauptstrom isolierten Bereichen, auch wenn diese nahe zur Donau lagen (ZWEIMÜLLER 2000). Die Einströmbereiche wirken also erst ab einer minimalen Anbindungsdauer förderlich für die Diversität aus. Geringe Fischdiversitätswerte auf einer mittleren räumlichen Bezugsebene (Makrohabitate) spiegeln anscheinend vor allem geringe Vernetzung wider, während höhere Werte unter verschiedenen Bedingungen auftreten können.

Die Analyse des Auftretens einzelner Größenklassen zeigte, dass vor allem die Rheophilen auf die Vernetzung reagieren, allerdings wurden auch mehrere eurytope Arten positiv beeinflusst. Die Ergebnisse der Regressionsanalysen stimmen recht gut mit den allgemeinen Trends überein. Beim durch die Vernetzung stark geförderten Äitel konnte neben der Zunahme in der Dominanz auch eine Vergrößerung der Nischenbreite und der Stetigkeit beobachtet werden. Auch der >1+ Gründling war in der Nachuntersuchung deutlicher vertreten als in der Voruntersuchung. Die Kesslergrundel, eine für die österreichische Donau relativ neue Art (ZWEIMÜLLER et al. 1996), weitete ihr Verbreitungsgebiet im Altarm von 1996 auf 1999 deutlich aus, ohne allerdings ähnlich hohe Dichten zu erreichen, wie sie lokal für Donaustandorte (WEISSENBACHER et al. 1998) beschrieben wurden. Nach den Ergebnissen der logistischen Regression wird die Art durch die Vernetzungsmaßnahmen begünstigt und wahrscheinlich werden die Einströmbereiche zur Einwanderung aus der Donau genutzt. Ein negativer Einfluss dieser – auch als Fischräuber auftretenden Art – auf die benthischen Kleinfische ist nicht auszuschließen. Leider waren bei den in der Nachuntersuchung zurückgegangenen Weißflossengründlingen und den 1+ Gründlinge nicht genug Beobachtungen für eine Regressionsanalyse vorhanden, sodass keine Abschätzung des Betrags der Hydrologie zu diesem Rückgang vorgenommen werden kann.

Erwähnenswert ist auch die geringe negative Auswirkung auf als stagnophil definierte Arten. Beim Bitterling konnte kein negativer Zusammenhang mit der Vernetzung festgestellt werden, eine logistische Regression mit einem positiven Zusammenhang von Vernetzung und Bitterlingsauftreten entsprach nur knapp nicht den Anforderungen und auch in der Nachuntersuchung traten vereinzelt stagnophile Elemente über den gesamten Altarm verteilt auf. Lokale starke Zunahmen bei den Stagnophilen (UW-Me) sind durchwegs auf die Bitterlinge zurückzuführen.

Als ökologisch erfolgsversprechend ist die deutlich positive Auswirkung der Absenkungsmaßnahmen auf subadulte Rheophile zu sehen. Es ist anzunehmen, dass neben den statistisch abgesicherten Auswirkungen auf 1+ Nasen auch Arten, die seltener gefangen wurden und daher nicht in die Auswertung einbezogen wurden (z. B. Nerfling, Hasel, Rußnase) von den Absenkungen profitieren. Für die Jungfische (Ergebnisse der Jungfischaufnahme) konnte eine positive Auswirkung für mehrere Arten nachgewiesen werden. Diese Auswirkungen sollten zu einer Vergrößerung der Adultfischpopulationen bei den betroffenen Arten führen. Längerfristig könnte so der Anteil der Rheophilen im Altarmsystem doch noch ansteigen.

Die Nutzung des Altarmes als zusätzlicher Laichplatz erscheint nach den vorliegenden Ergebnissen sehr fraglich und von einer Nutzung des Altarms als Zusatzhabitat durch rheophile Adultfische kann nicht die Rede sein. Besonders für die Erreichung des zweiten Ziels wäre wohl eine weitergehende Absenkung notwendig, die die Nebengewässer während eines Großteils des Jahres in ein Fließgewässer verwandelt. Ob durch eine solche Maßnahme auch die gefährdeten Arten der Gruppe Rheophil b gefördert würden, erscheint fraglich. Hier wären artenzentrierte Zusatzmaßnahmen zu überdenken.

Der Verlust der lateralen Habitatdiversität kann durch Vernetzungsmaßnahmen nur teilweise kompensiert werden, da nur mehr vergleichsweise schmale Uferstreifen angebunden werden können. Die untersuchten Augewässer decken daher nur einen Teil der in einem ursprünglichen Fluss vorhandenen Habitatvielfalt ab und kann nur deren Funktion übernehmen. Eventuell könnte durch eine Serie unterschiedlich stark angebundener Seitenarme die ursprüngliche Habitatdiversität teilweise wiederhergestellt werden. Allerdings müsste dann die räumlich Nähe einen Wechsel zwischen den Teilhabitaten ermöglichen.

Danksagung

Mein Dank gilt einerseits den Kollegen der Abteilung für Limnologie, die im Freiland mitgearbeitet haben: Fr. Mag. Dolezel, Hr. Mag. Purtscher, Hr. Mag. Schabuss, Hr. Mag. Winkler, Hr. Zornig. Den Herren vom Arbeiterfischereiverband und vom WWF danke ich für die Erteilung der Fischereigenehmigungen (Hr. Zapka, Hr. Niederhuber, Hr. Mag. Heuberger, Hr. DI Eichelmann, Hr. Dr. Lutschinger), und Hr. Mag. Reckendorfer für die konstruktive Kritik an einer früheren Version des Manuskripts.

Literatur

- AHNELT H., M. DUCHKOWITSCH G., SCATTOLIN I., ZWEIMÜLLER & WEISSENBACHER A., 2001: *Neogobius gymnotrochelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich, Österreichs Fischerei. 54: 262–266
- BLESS R., 1978: Bestandsänderungen der Fischfauna in der Bundesrepublik Deutschland – Ursachen, Zustand und Schutzmaßnahmen. Kilda Verlag, Greven
- GAUDIN P., 2001: Habitat shifts in juvenile riverine fishes. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 135 (2–4), 393–408.
- GRIFF R. E., 2001: How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine. Dissertation Univ. Wageningen, 205pp.
- JUNGWIRTH M., 1984: Die fischereilichen Verhältnisse in Laufstauen alpiner Flüsse, aufgezeigt am Beispiel der österreichischen Donau. Österreichische Wasserwirtschaft 36, 103–110.
- KECKEIS H., FRANKIEWICZ P. & SCHIEMER F., 1996: The importance of inshore areas for spawning nase *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae) in a free-flowing section of a large river (Danube, Austria). Archiv für Hydrobiologie Suppl. 113(1–4), 51–64.
- LELEK A., 1976: Veränderungen der Fischfauna in einigen Flüssen Zentraleuropas (Donau, Elbe und Rhein). Schriftenreihe für Vegetationskunde 10, 295–308.
- MAGURRAN A. E., 1988: Ecological diversity and its measurement. Croom Helm Ltd.; New South Wales, Australia, 179pp.
- MOIDL S., 1997: Untersuchungen der Jungfischassoziation eines Altarmes der Donau bei Regelsbrunn. Diplomarbeit Univ. Wien, 73pp.
- SCHIEMER F., BAUMGARTNER C. & TOCKNER K., 1999: Restoration of floodplain rivers: the “Danube Restoration Project” Regulated Rivers – Research and Management 15, 231–244

- SCHIEMER F., JUNGWIRTH M. & IMHOF G., 1994: Die Fische der Donau – Gefährdung und Schutz. Grüne Reihe des Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie 5, 160pp.
- SCHIEMER F. & WAIDBACHER H., 1992: Strategies for the Conservation of a Danubian Fish Fauna. River Conservation and Management, 363–382.
- SPINDLER T., 1991: Fischereimanagement im Altarmsystem der Donau im Bereich von Maria Elend und Regelsbrunn. Bericht Forschungsgemeinschaft Auenzentrum Petronell und Verein Auen- und Gewässerschutz 3, 36pp.
- WEISSENBACHER A., SPOLWIND R. & WAIDBACHER H., 1998: High population densities of the bighead goby (*Neogobius kessleri*, Guenther 1861) in the Austrian Danube, eastern from Vienna. Österreichs Fischerei 51(11–12), 268–273.
- ZWEIMÜLLER I., MOIDL S. & NIMMERVOLL H., 1996: A new species for Austria – *Neogobius kessleri*. Acta Biologica Brno 40, 213–218.
- ZWEIMÜLLER I., 2000: Die Verbreitung der Adultfische in einem dynamischen Altarmsystem der Donau bei Regelsbrunn (Niederösterreich) – Distribution patterns of adult fishes within a dynamic Danube backwater system (Regelsbrunn, Lower Austria). Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich 31, 165–178.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich](#)

Jahr/Year: 2004

Band/Volume: [34](#)

Autor(en)/Author(s): Zweimüller Irene

Artikel/Article: [Der Einfluss der Öffnungsmaßnahmen auf die Fischfauna im Regelbrunner Altarsystem. 137-156](#)