

Restrukturierungsmaßnahmen in großen Flüssen: Auswirkungen des Uferrückbaues und der Buhnenoptimierung im Hauptstrom der freifließenden Donau in Witzelsdorf (NÖ) auf die Artengemeinschaft von Indikatororganismen (Vegetation, Vogel- und Fischfauna).

HUBERT KECKEIS, FRANZ LUMESBERGER-LOISL

*Universität Wien, Department für Limnologie und Ozeanographie,
Althanstraße 14, 1090 Wien*

KARL REITER

*Universität Wien, Department für Naturschutzbiologie, Vegetations-
und Landschaftsökologie, Rennweg 14, 1030 Wien*

CHRISTIAN H. SCHULZE

*Universität Wien, Department für Tropenökologie und Biodiversität
der Tiere, Rennweg 14, 1030 Wien*

Abstract

Large River Restoration: effects of inshore restoration measures in the main stem of the free-flowing Danube in Witzelsdorf, Lower Austria, on relevant bio-indicators (vegetation, bird- and fish assemblage).

A comparison of vegetation-types, birds and fish assemblage before (2007) and after (2012) rehabilitation measures along an approx. 2 km long river bank in the main stem of the free-flowing section of the River Danube east of Vienna revealed significant changes in the appearance of the landscape-structure and hydraulic conditions. These changes are due to the increased geomorphological and hydraulic dynamics acting in a natural way along the new shore. This was achieved by a removal of rip-rap, the complete replacement of large groynes by smaller ones with a permanent opening at the shore and the reconnection of formerly isolated water bodies. These measures facilitated the development of new habitats of very high quality for a variety of plants, birds and fishes. Regarding fishes, the inshore assemblage, which consists of young stages of characteristic species and smaller sized species, was most affected by the habitat alterations, whereas no significant changes in the adults of the sublittoral assemblage was observed.

Einleitung

Der Abschnitt der freifließenden Donau östlich von Wien zählt zu den letzten charakteristischen, naturnahen Flusslandschaften Mitteleuropas: Diese Fließstrecke ist durch ein stark fluktuierendes, dynamisches Abflussregime und durch ausgedehnte, großflächig zusammenhängende Überschwemmungsbereiche gekennzeichnet. Die Folgen (a) der Donauregulierung von 1875,

(b) der Errichtung zahlreicher Staustufen und Stauhaltungen in den Zubringern sowie in der Donau selbst, (c) großräumiger Uferbefestigungen und (d) anderer Regulierungsmaßnahmen sind jedoch auch in diesem ca. 50 km langen, freifließenden Gewässerabschnitt nicht spurlos vorübergegangen (Reckendorfer et al., 2005). Im Laufe der Zeit führten deutliche Defizite im Sedimenthaushalt zu einer vergleichsweise starken Eintiefung des Hauptgerinnes der Donau (Liedermann et al., 2012), was wiederum eine Abnahme des Wasserstandes und der Überschwemmungshäufigkeit in den Seiten- und Nebengewässern des Auwaldes nach sich zog. Von dieser zunehmenden hydrologischen Isolation betroffen ist vor allem auch die ökologische Konnektivität (Tockner et al., 1999). Nicht nur der Sedimenthaushalt, auch die vorkommenden Gewässertypen (Seiten- und Nebenarme) bzw. ihre hydrodynamischen Eigenschaften (Anbindung an den Hauptstrom, Durchströmung, Tiefe) haben sich von dem ursprünglichen Zustand (vor der Donauregulierung 1875) entfernt (Hohensinner et al., 2004; Hohensinner et al., 2013). Einhergehend mit einer verminderten Fließgewässer-Dynamik verändert sich mittel- und langfristig auch die Diversität der Habitatstrukturen (Gewässerfläche, Erosionsufer, Schotterinseln, Schotterbänke etc.) und die Habitatqualität (Amoros & Roux, 1988, Ward et al., 1999, Jungwirth et al., 2002). Im Hauptgerinne der freifließenden Donaustrecke wirken sich die Regulierungsmaßnahmen sehr stark auf die Struktur- und Habitatqualität der unmittelbaren Uferbereiche (Wasser-Land-Übergangszonen) aus. Aus biologischer und ökologischer Sicht sind diese sehr bedeutende Areale die Produktionsprozesse an der Basis der Nahrungsnetze (Nährstoffverfügbarkeit, Primärproduktion). Ebenso spielen diese Habitate für Wasserpflanzen, Ruderal- und Pionierpflanzen, und für die höheren Trophie-Glieder des Nahrungsnetzes, wie Zooplankton und Zoobenthos (Reckendorfer et al., 1999) und vor allem für die Fischlarven und ältere Stadien von Jungfischen (Schiemer und Spindler, 1989; Keckeis et al., 1997; Winkler et al., 1997; Keckeis & Schiemer, 2002) eine wesentliche Rolle. Stark strukturierte, naturnahe Uferbereiche mit Flachwasserzonen sind für eine Vielzahl überwinternder Wasservögel von enormer Bedeutung. Für eine Reihe von Wasservogelarten gehört die Donau zu den bedeutendsten Überwinterungsgebieten in Österreich (Aubrecht & Winkler 1997). Die durch Umlagerungsprozesse sehr dynamischen Schotterbänke sind wichtige Bruthabitate für Schotterbrüter wie Flussregenpfeifer und Flussuferläufer. Der Nationalpark Donau-Auen beherbergt national bedeutende Bestände dieser Arten (Teufelbauer & Frank 2009). Der ausgeprägte laterale Gradient von Habitattypen, von ausgedehnten Schotterflächen bis hin zu stabilen, höher gelegenen Au-Bereichen beherbergt eine diverse und charakteristische Vegetation von gewässergebundener Vegetation, Ufervegetation, Pionier- und Folgegesellschaften der dynamischen Au, bis hin zu den Endgesellschaften der artenreichen Hartholzmischwälder der stabilen Au. Das Artenspektrum der Gefäßpflanzen-Flora von Flussauen setzt sich aus Wasserpflanzen, Pionierarten, die durch Lebenszyklus und Wuchsform an wiederkehrende Störungsereignisse gut angepasst sind, und aus konkurrenzkräftigen Pflanzenarten zusammen, welche in der Lage sind, die gute Ressourcenlage auszunutzen. Eine zentrale ökologische Funktion von Algen und höheren Pflanzen in Fließgewässern ist die Bereitstellung von Grundbausteinen für das gesamte Nahrungsnetz, von der Primärproduktion bis hin zur Produktion und dem Wachstum von Fischen. Kohlenstoff in Fließgewässern stammt vielfach von Um- und Abbauprozessen von terrestrischen Pflanzen und von im Gewässer lebenden Algengemeinschaften. Der Kohlenstoffeintrag eines einzigen Überschwemmungsereignisses kann in wenigen Tagen die jährliche Kohlenstoffproduktionsmenge durch Algen erreichen (Gawne et al., 2007).

Um die Habitatverfügbarkeit und -qualität für aquatische Organismen im Hauptstrom der Donau zu verbessern, erfolgten ökologische Verbesserungsmaßnahmen durch die Entfernung der künstlich eingebrachten Uferstabilisierung (Blockwurf) über einen Bereich von nahezu zwei Kilometern, sowie die Modifikation von Buhnen, um die Flusssdynamik durch Erosions- und Umlagerungsprozesse zur Ausgestaltung und Entwicklung natürlicher Uferhabitate zuzulassen und auszunutzen. Dies war im Raum Witzelsdorf möglich, da die Projektziele mit jenen des Nationalparks Donau konform sind, und der zu erwartende Landflächenverlust durch Ufererosion vom Nationalpark eingebracht wurde.

Vegetationsökologische Dauerflächenprogramme ermöglichen es, Veränderungen in der Vegetation im Rahmen einer Sukzessionsstudie aufzuzeigen (Draxler 1997). Das Programm der Arbeitsgruppe Vegetationsökologie ist primär auf die wissenschaftlich begleitete Überwachung und Dauerbeobachtung (Monitoring) der baulichen Maßnahmen ausgerichtet und liefert so wichtige Grundlagen zur Beurteilung der ökologischen Entwicklung der Donau östlich von Wien. Die erste Phase des Langzeitmonitorings diente der Erfassung des Ist-Zustandes vor Baubeginn.

Erhebungen der überwinterten Wasservögel und der auf Schotter- und Schlammhängen an der Donau brütenden Vogelarten Flussregenpfeifer und Flussuferläufer vor und nach Umsetzung der flussbaulichen Maßnahmen sollen eine Beurteilung der Veränderungen der Habitatqualität und -verfügbarkeit für diese Arten dokumentieren. Im Speziellen soll dabei den Fragen nachgegangen werden, ob die rückgebauten Uferbereiche und die Dynamisierung des Bühnenfeldes zu einer verstärkten Nutzung dieser Bereiche durch Wasservögel führt und ob dadurch neue Bruthabitate für Schotterbrüter entstehen.

Dieses Projekt ermöglichte die Untersuchung wichtiger fischökologischer Fragen, wobei insbesondere die Auswirkungen der Änderung der Uferstruktur und der damit verbundenen hydraulischen Veränderungen auf die Fischartengemeinschaft im Vordergrund standen. Um dies zu dokumentieren, erfolgten Untersuchungen des Fischbestandes im unmittelbaren Uferstreifen (Litoralgesellschaft) sowie in tieferen, ufernahen Zonen (Sublitoralgesellschaft) zu jeweils drei unterschiedlichen Wasserständen in drei unterschiedlichen Monaten.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet »Witzelsdorf« liegt linksufrig im Hauptgerinne der Donau im Bereich Stromkilometer 1889,70 und 1893,70. Durch die durchgeführten flussbaulichen Maßnahmen (Absenkung des Leitwerks; Entfernung der Uferbefestigungen zwischen Strom-km 1893,1 und Strom-km 1891,8; Umbau der Bühnen in den Jahren 2007–2009) ergaben sich im gesamten Untersuchungsgebiet deutliche Veränderungen der gewässer- und hydromorphologischen Bedingungen. Es entwickelte sich ein steiles Abbruchufer mit neuen Strukturelementen (Wurzelwerk, Totholz). Das vormals geradlinige, befestigte Ufer ist mittlerweile durch eine dynamische und heterogene Uferlinie gekennzeichnet, welche eine Vielzahl an unterschiedlichen, zum Großteil naturnahen Habitattypen aufweist. Durch die Neukonstruktion der deklinanten Bühnen besteht vor allem bei mittlerer und niedriger Wasserführung, eine kontinuierliche, geringe Strömung entlang des gesamten Uferabschnittes, und es entwickelten sich ausgedehnte, gering überströmte Flachwasserzonen.

Material und Methoden

Vegetation

Im Bereich des Untersuchungsgebietes wurden Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet und mittels Differential-GPS Systemen (OmniSTAR; Thales Mobilemapper) Probeflächen eingemessen. Innerhalb dieser Flächen wurden die jeweils vorkommenden einzelnen Pflanzenarten erhoben und angesprochen. Die Vegetationsaufnahmen selbst wurden nach der 7-teiligen Artmächtigkeitsskala von Braun – Blanquet (1964) durchgeführt, die auf einer Kombination aus der Abundanz (Anzahl der Individuen) und der Dominanz (Deckungsgrad der einzelnen Arten) beruht. Innerhalb der Aufnahmeflächen erfolgte zusätzlich eine prozentgenaue Deckungsschätzung der vorhandenen Arten (Draxler 1997). Die Abgrenzung und Charakterisierung der Vegetationseinheiten erfolgte nach Mucina et al. (1993 a, b) und Grabherr & Mucina (1993).

Die meisten der Aufnahmen erfolgten im Oktober 2011, als die günstigen Wasserstandsverhältnisse es ermöglichten, die gesamten Monitoringflächen zu erreichen. Der sehr milde Herbst begünstigte eine sehr ausgeprägte Entwicklung der Pioniervegetation. Weitere Begehungen zur morphologischen Entwicklung fanden im Mai 2011 statt, sowie Herbstaufnahmen im November 2012.

Vögel

Zum Vorkommen von Schotterbrütern im Nationalpark Donau-Auen existierte bereits umfangreiches Datenmaterial (Schmidt & Wichmann 2007, 2010, Schmidt et al. 2008). Im Jahr 2012 wurden im Bereich Witzelsdorf Strom-km 1893,4–1891,7 auf der linken Donauuferseite erneut Schotterbrütervorkommen im Rahmen des Postmonitorings erhoben. Dazu wurden Begehungen zwischen dem 9. Mai und dem 26. Juli an acht Terminen durchgeführt. Der Kartierungszeitraum deckt sowohl den Zeitraum der Etablierung von Territorien ab, als auch den Zeitraum der Jungenaufzucht. Somit sind sowohl Aussagen über die maximale Revieranzahl als auch den Bruterfolg möglich.

Um die Entwicklung der Bestände überwinternder Wasservögel (Lappentaucher, Reiher, Kormorane, Schwäne, Enten, Säger, Möwen) im Donauabschnitt bei Witzelsdorf verfolgen zu können, werden die Daten der jährlich zwischen November und März einmal pro Monat von Birdlife Österreich organisierten Wasservogelzählung herangezogen. Eine detailliertere Untersuchung der durch Wasservögel im Winter genutzten Habitatstrukturen liegt aus dem Donauabschnitt bei Bad Deutsch Altenburg vor. Dort wurden Wasservögel an 11 Terminen zwischen November 2005 und Februar 2006 kartiert. Dabei wurde zusätzlich zur genauen Lokalität für alle beobachteten Wasservögel das Verhalten (z.B. Nahrungssuche, Rasten) notiert. Dadurch konnte bei der Analyse der Habitatansprüche einzelner Arten der Verhaltenskontext berücksichtigt werden. Die in diesem Donauabschnitt gewonnenen Erkenntnisse zu den Habitatansprüchen einzelner Arten sind sicherlich auch auf den Flussabschnitt bei Witzelsdorf übertragbar.

Fische

Die Befischungen erfolgten innerhalb des Untersuchungsgebietes in verschiedenen Mesohabitaten, die vor Beginn der Untersuchungen in »Schotterbank«, »Blockwurf«, »Buhnenfeld« und »Seitenarm« kategorisiert wurden. Diese Kategorien wurden im Rahmen des Projektes »Naturversuch Bad Deutsch Altenburg« festgelegt und definiert, um die Vergleichbarkeit der Proben zu gewährleisten (Keckeis et al., 2010).

Uferbefischung

Die Befischungen wurden elektrisch mit einem Standaggregat (EL 64 II, 300/600 Volt umschaltbar, 8,1 kW Ausgangsleistung) mit 600 V durchgeführt. Als Anode wurde eine Polstange mit netzbespanntem Ring (Länge: 2,3 m, Ringdurchmesser: 30 cm, Maschenweite: 6 mm) verwendet. Die Befischungen erfolgten watend gegen die Strömungsrichtung (flussauf), die Anode wurde über eine Kabeltrommel mit Strom versorgt. Gekeschert wurde mittels eines kleinmaschigen Keschers (4 mm). Da die genaue Größe des elektrischen Feldes unbekannt ist und auch die Wirkung auf die Fische größen- und artspezifisch sein kann, wurde die mit der Anode erreichte Fläche mit der Befischungsfläche gleichgesetzt. Somit wurde der Flächenbezug einer Beprobungsstrecke (definiert mit 20 m) über die Länge der Polstange und ihrer Handhabung durch den Anodenführer (in etwa 2 m Reichweite) abschätzbar. Bei jeder Befischung wurde die Befischungsdauer auf die halbe Minute genau protokolliert. Die gefangenen Individuen wurden auf die Art bestimmt und protokolliert und die Totallänge gemessen (± 1 mm). Wenn keine Artbestimmung vor Ort möglich war (juvenile Individuen), erfolgte die Bestimmung auf Familienniveau (z.B. Karpfenartige, Barschartige, usw.).

Bootsbefischungen

Die Elektro-Befischungen im Sublitoral erfolgten vom Boot mittels eines Standaggregates (EL 64 II, 300/600 Volt umschaltbar, 8,1 kW Ausgangsleistung) mit einer Spannung von ca. 600 V. Am Bug des Bootes befand sich zwischen zwei Auslegern eine rechenförmige Anode (Länge ca. 3 m), mit 6 Anodenkabeln, die mit ihren Spitzen ca. 30 cm in das Wasser eintauchen. Die Kathode wird in Form eines Kupferkabels seitlich am hinteren Drittel des Bootes mitgeführt. Die Fische wurden von zwei am Bug stehenden Personen gekeschert, eine weitere Person

steuerte das Gefährt. Der geringe Tiefgang des Bootes ermöglicht eine Probennahme ab ca. 20 cm Wassertiefe, ein effizienter Wirkungsbereich des elektrischen Feldes ist bis mindestens 2 Meter Wassertiefe gewährleistet, Fische wurden bis zu einer Tiefe von 4 Metern gefangen. Die Befischungen erfolgten in Fließrichtung, ein Einzelfang betrug durchschnittlich 300–500 Meter Länge und dauerte 3 bis 8 Minuten. Bei jeder Befischung wurde die Befischungsdauer auf die halbe Minute genau protokolliert. Jedes gefangene Individuum wurde auf die Art bestimmt und protokolliert und die Totallänge gemessen (± 1 mm).

Ergebnisse und Diskussion

Vegetation

Viele der typischen Gesellschaften der Au sind auf wiederkehrende Umlagerungsvorgänge angewiesen und eignen sich daher für die Beurteilung der Dynamik eines Flusssystems. Die Pioniervegetation der hochdynamischen Schotter-, Sand- und Schlickfluren zählt zu den gefährdeten Vegetationstypen (Abb. 1). Bei der Dokumentation des Ist-Zustandes wurden folgende Vegetationstypen, bei denen es sich vorwiegend um FFH-Arten und FFH-Lebensräume handelt, aufgenommen:

- Straußgras-Schotterfluren
- Zweizahn-Knöterich-Melden-Ufersäume (FFH-Typ 3270) (Abb. 2)
- Ampferknöterich-Zweizahnflur (FFH-Typ 3270)
- Wasserfenchel-Kressen-Gesellschaft
- Hochstaudenflur der Uferzone unter besonderer Berücksichtigung der Neophytenproblematik (Eindringen von Neophyten in gestörte Standorte)
- Purpurweiden-Au (FFH-Typ 3240) im Bereich der natürlichen Inseln
- Silberweiden-Au (FFH-Typ 91E0) im Bereich der natürlichen Inseln (Abb. 3)
- Eichen-Ulmen-Eschenauen (FFH-Typ 91F0) im Hinterland (flächiger Auwald)

Neu erfasst wurde ein weiterer, für die Donauauen typischer, FFH-Lebensraumtyp, die

- Schlammlingsfluren (FFH-Typ 3130) der oligo- bis mesotrophen stehenden Gewässer

Durch die Vermessung der Anfangs-, Mittel- und Endpunkte der Transekte bzw. Dauerbeobachtungsflächen war eine gute Reproduzierbarkeit der Aufnahmen im Herbst 2011 und Frühjahr bzw. Sommer 2012 gegeben.



Abb. 1: Schlammling (*Limosella aquatica*) auf Feinsedimentbank im November 2012



Abb. 2: Von Kies geprägte Fläche mit einer lückigen Wasserknöterich-Zweizahnflur im Oktober 2011



Abb. 3: Stark erodierte Silberweidenau auf Insel am 10. Mai 2011

Landschaft Donauufer

Große morphologische Änderungen entstanden im Bereich des rückgebauten Donauufers. Nach Entfernung der Wasserbausteine konnte hier die Erosion voll wirken, was zu einem deutlich abgeflachten Ufer führte. Zuerst wurde der Bereich des Treppelweges und seiner vorgelagerten Feinsedimentbänke erodiert, anschließend der Randbereich der Harten Au. In einzelnen Abschnitten wurden bis zu 8 Meter breite Anlandungen vor dem Treppelweg erodiert sowie weitere 10–12 m des Auwaldes. In den sehr „aktiven“ Abschnitten, die vor allem auf Höhe der Silberweideninsel liegen, beträgt die Ufererosion somit bis zu 20 Meter (Strom-Km 1892,6).

Bei Strom-Km 1892,0 – knapp unterhalb der ersten neuen Buhne – betrug die Seitenerosion sogar fast 22 Meter (inkl. Anlandung vor dem Treppelweg). Je nach Beschaffenheit des Aubodens treten Steilwände im obersten Bereich der Böschung bei Feinsediment auf, oder Ufer mit einem fast gleichmäßigen Ufergradienten bei Kies.

Die Begehungen im Mai 2011, Oktober 2011 und November 2012 zeigten sehr deutlich, dass sich bisher noch kein Gleichgewicht zwischen Erosion und Anlandung eingestellt hat, sondern dass sich der Abschnitt des Pilotprojektes Witzelsdorf so wie der Thurnhaufen zuvor (zwischen 2005 und 2010) in einer massiven Umlagerungsphase befindet. Es wird erwartet, dass sich dieser Prozess nach mehreren Jahren verlangsamt und nicht mehr so rasch fortschreitet.

Vögel

Im Erfassungszeitraum von 2006 bis 2009 brüteten konstant 1–2 Flussregenpfeifer-Paare im Bereich des Flussabschnittes bei Witzelsdorf (Schmidt & Wichmann 2010). Während eigener Kartierungsarbeiten im Jahr 2012 wurden 2 Paare festgestellt. Vom Flussuferläufer wurden hier in den Jahren 2006 bis 2009 jeweils 0–1 Reviere gezählt (Schmidt & Wichmann 2010); im Jahr 2012 konnten erstmals zwei Reviere im untersuchten Flussabschnitt festgestellt werden. Auch wenn zu erwarten ist, dass die Uferückbaumaßnahmen die Habitatverfügbarkeit und -qualität für beide Schotterbrüterarten verbessern, ist die untersuchte Flussstrecke bei Witzelsdorf sicherlich zu kurz, um mögliche Auswirkungen der flussbaulichen Maßnahmen auf die Bestandsentwicklung beurteilen zu können. Hierfür sind langjährige Zählreihen entlang der gesamten Donau im Nationalpark anzustreben. Bisher stehen Zählraten aus den Jahren 2006 bis 2009 zu Verfügung. In diesem Zeitraum schwankten die Brutbestände des Flussregenpfeifers und des Flussuferläufers im Nationalpark Donau-Auen jährlich zwischen 20 und 42 bzw. zwischen 16 und 20 Revieren (Schmidt & Wichmann 2010). Die Bestandsunterschiede zwischen den Jahren hängen unter anderen von den starken jährlichen Schwankungen der Wasserstände und damit der Verfügbarkeit von Schotterflächen zur Brutzeit (Mai–Juni) ab (Schmidt et al. 2008, Schmidt & Wichmann 2010).

Die Anzahl der in den Wintern (ab 2002/2003) vor Umsetzung und dem Winter 2009/2010 nach Umsetzung der Baumaßnahmen entlang der Flussstrecke bei Witzelsdorf festgestellter Wasservögel zeigt keine über die natürlichen Schwankungen hinausgehenden Veränderungen hinsichtlich der festgestellten Individuen- und Artenzahlen. Die weiter flussabwärts bei Bad Deutsch Altenburg durchgeführte Untersuchung zur Habitatnutzung überwinternder Wasservögel zeigte die höchste Konzentration an Vögeln in strukturreichen Uferabschnitten mit Buhnen, Schotterbänken und ausgeprägten Verlandungszonen, wobei einzelne Schwimmvogelarten unterschiedliche Habitatpräferenzen aufweisen. Für den Kormoran stellen Buhnen wichtige Strukturelemente im Uferbereich dar, die zum Ruhen und Trocknen des Gefieders aufgesucht werden. Mehr als 70% der beobachteten Vögel hielten sich zum Rasten und Trocknen des Gefieders auf Buhnen auf, wobei vor allem das vordere Ende der Buhnen genutzt wird (vergleiche Abb. 4). Auch die Stockente wurde häufig auf Buhnen rastend beobachtet, nutzte jedoch auch regelmäßig andere Uferstrukturen und Schotterbänke. Zur Nahrungssuche wurden vor allem Bereiche mit niedriger Wasserfließgeschwindigkeit zwischen Buhnen oder am flussabwärts gerichteten Ende von Schotterbänken aufgesucht (vergleiche Abb. 4). Die Schellente nutzt im Gegensatz zur Stockente Flussbereiche mit höherer Fließgeschwindigkeit, meistens in einer Distanz von 50–100 m zum nächstgelegenen Ufer (vergleiche Abb. 4). Zusätzliche Zählraten aus den kommenden Wintern werden zeigen, ob die rückgebauten Uferbereiche und die Dynamisierung des Buhnenfeldes die Attraktivität der Flussstrecke für Wasservögel erhöhen.

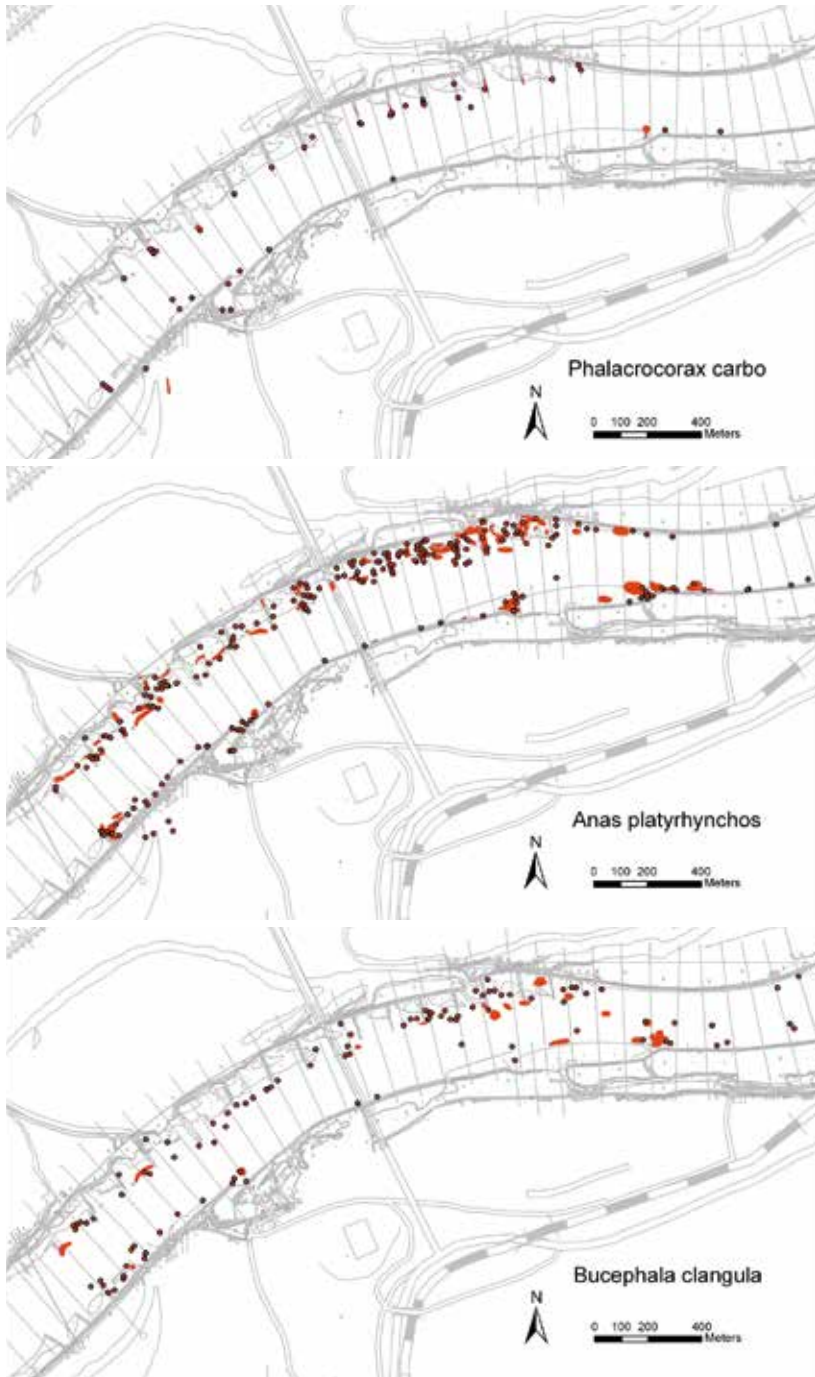


Abb. 4: Räumliche Verteilung der Beobachtungen von Kormoran (oben), Stockente (Mitte) und Schellente (unten) im Bereich der Naturversuchstrecke während der Zählungen zwischen November 2005 und Februar 2006. Einzeltiere sind durch Punkte gekennzeichnet, flächige Markierungen repräsentieren Aufenthaltsorte von Vogeltrupps.

Fische

Ein Vergleich zweier Sammelperioden 2007 und 2012 zeigte, dass die Restrukturierungsmaßnahmen zu einer maßgeblichen Veränderung der Artenstruktur des Fischbestandes führte (Abb. 5). Im Hinblick auf die Häufigkeit der ökologischen Gilden war der Fang 2012 im Gegensatz zu 2007 durch einen deutlich höheren Anteil rheophiler und eurytoper Arten geprägt, in den Untersuchungen im Jahr 2007 dominierten hingegen invasive Neozoa (Wiesner, 2005) und eurytope Arten das Gesamtbild (Schludermann & Keckeis, 2008). Die vormalig dominanten, invasiven Schwarzmundgrundeln (*Neogobius melanostomus*), Kesslergrundeln (*Neogobius kessleri*) und Nackthalsgrundeln (*Neogobius gymnotrachelus*) wurden größtenteils von der Nase (*Chondrostoma nasus*) abgelöst. Bezüglich der nachgewiesenen Individuenzahl war bei den invasiven Grundelarten ein Rückgang um den Faktor 10 zu verzeichnen, was sich auch in der Gesamtabundanz (gefangene Individuen pro Befischungsaufwand) niederschlug. Durch die Rehabilitierungsmaßnahmen kam es zu Änderungen abiotischer Faktoren (Strömungsverhältnisse, Tiefenverteilung, Habitatheterogenität) von denen speziell rheophile Arten (Schiemer & Waidbacher, 1992) profitierten, dies sollte sich in der zukünftigen Bestandsentwicklung bemerkbar machen (Humphries & Lake, 2000; King et al. 2003). Das vorliegende Ergebnis ist ein wichtiger Hinweis für die Bedeutung natürlicher bzw. naturnaher Gewässerbereiche für gewässertypische und sich selbst erhaltende Fischartengemeinschaften im Hauptstrom der Donau. Die Ergebnisse der Untersuchungen können als Trends in Richtung Verbesserung der fischökologischen Situation hinsichtlich der Artendominanz und Artenzusammensetzung gewertet werden. Vor allem die Gemeinschaft im unmittelbaren Uferbereich und die benthische Fischgemeinschaft wiesen deutliche Änderungen in Richtung eines charakteristischen Bestandes auf. Auswirkungen der Maßnahmen auf die adulte Assoziation vor Ort waren nicht feststellbar, die deutliche Zunahme rheophiler Arten im Jungfischbestand führte im Zeitraum von 5–6 Jahren nach den ökologischen Verbesserungsmaßnahmen zu keinen derartigen Veränderungen in der adulten Fischgemeinschaft, die dem potentiellen Laichbestand entspricht.

Diesbezüglich sind weitere Untersuchungen über die Effektivität und Nachhaltigkeit von Restrukturierungsmaßnahmen (Schmutz et al., 2013) hinsichtlich der erforderlichen Größe

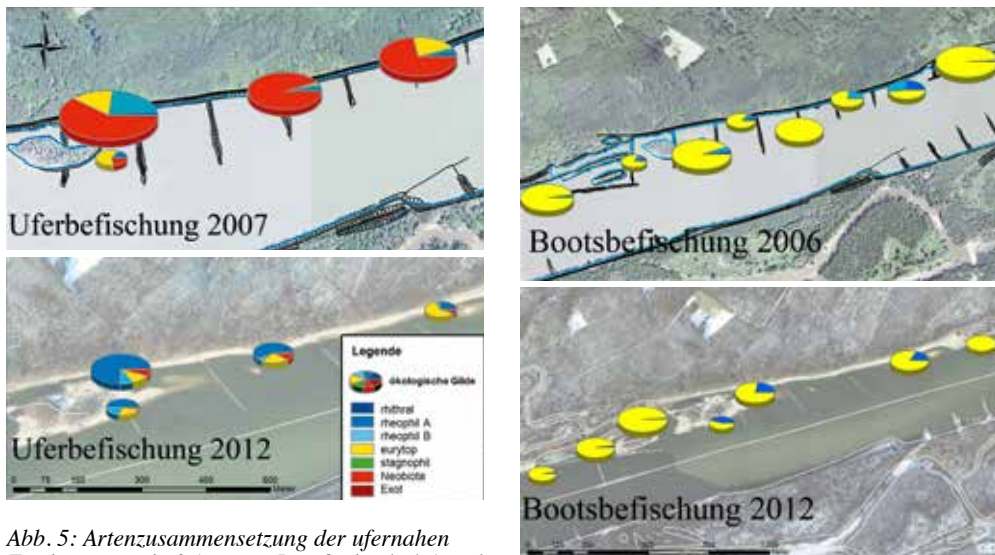


Abb. 5: Artenzusammensetzung der ufernahen Fischgemeinschaft (primär Jungfische, links) und der Sublitoralgemeinschaft (primär Adulte, rechts) vor (Jahr 2007, oben) und nach (Jahr 2012, unten) den Restrukturierungsmaßnahmen am linken Ufer des Hauptstromes der Donau in Witzelsdorf.

(Fläche, räumliche Ausdehnung) und vor allem der effektiven Zeiträume und Wirkungen der Maßnahmen sehr wünschenswert. Dies bedeutet konsequenterweise die Etablierung eines Langzeit Monitoring Programmes, da die betroffenen Arten in der Regel ein Alter von 10 bis über 20 Jahren erreichen. Angesichts der zukünftigen geplanten und prognostizierten globalen und regionalen Veränderungen (Klimawandel, hydrologische Änderungen, Gewässer- und Wassernutzungen) sind wissenschaftliche und fischereiliche Informationen über die Habitatwahl, die Reproduktions- und Populationsökologie, sowie populationsdynamische Aspekte für die Erhaltung der Artendiversität und die Bestandsentwicklung der Fische der (österreichischen) Donau als essentielle Grundlage für erforderliche Planungs- und Managementmaßnahmen von allergrößter Wichtigkeit.

Danksagung

Dieses Projekt wurde von der viadonau Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH und vom Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie beauftragt und finanziert. Die Kartierungen der Vegetationseinheiten erfolgten durch Ingo Korner (Arge Vegetationsökologie und Landschaftsplanung). Die von Birdlife Österreich zu Verfügung gestellten Wasservogeldaten wurden von einer Vielzahl ehrenamtlicher Helfer erhoben. Die Erhebungen der Schotterbrüter in den Jahren 2006–2009 erfolgten durch Matthias Schmidt, Gabor Wichmann, Heinrich Frötscher, Yoko Muraoka und Maria Schindler. Heinrich Frötscher kartierte zudem die Schotterbrüter im Bereich Witzelsdorf im Jahr 2012 und Yoko Muraoka war maßgeblich an der Erfassung der Wasservogelgemeinschaft entlang der Naturversuchsstrecke Bad Deutsch Altenburg beteiligt. Für die tatkräftige Mithilfe bei den Befischungen danken wir Dominik Altmann, Vinzenz Bammer, Simon Götsch und Hansjörg Hoyer (Voruntersuchung 2007), und Tim Kaminskas, Reinhard Krusch und Bernhard Zens (Nachuntersuchung 2012) sowie Elisabeth Schludermann für die Koordination und das Datenmanagement. Die Befischungen erfolgten durch die Bewilligung der Fischereibehörde (BNÖ LFV-E-04/12 NÖ Landesfischereiverband) sowie durch das Einverständnis der Nationalpark Donau-Auen GmbH, der Österreichischen Bundesforste AG, der Gutsverwaltung Petronell Carl-Abensperg-Traun, der Stadtgemeinde/Fischereiverein Hainburg/Donau sowie der Nachbarreviere.

LITERATUR

- Amoros, C. and A. L. Roux, 1988. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten* 29.1: 125–130.
- Aubrecht, G. and H. Winkler, 1997. Analyse der Internationalen Wasservogelzählungen (IWC) in Österreich 1970–1995 – Trends und Bestände. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- Braun-Blanquet, J., 1964. Pflanzensoziologie. 3. Auflage, Wien-New York. 865 pp.
- Draxler, A., 1997. Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings; Teil A: Methoden. Umweltbundesamt, Wien.
- Grabherr G. and L. Mucina, 1993. Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. G. Fischer, Jena, Stuttgart, New York.
- Gawne, B., C. Merrick, D. G. Williams, G. Rees, R. Oliver, P. M. Bowen, S. Treadwell, G. Beattie, I. Ellis, J. Frankenberg, and Z. Lorenz, 2007. Patterns of primary and heterotrophic productivity in an arid lowland river. *River Research and Applications* 23: 1070–1087.
- Hohensinner, S., Habersack, H., Jungwirth, M. and G. Zauner. 2004. Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812–1991). *Research and Applications* 20: 25–41.
- Hohensinner, S., B. Lager, C. Sonnlechner, G. Haidvogel, S. Gierlinger, M. Schmid, F. Krausmann and V. Winiwarter, 2013. Changes in water and land: the reconstructed Viennese riverscape from 1500 to the present. *Water History* 5: 145–172.
- Humphries, P. and P. S. Lake, 2000. Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 16: 421–432.
- Jungwirth, M., S. Muhar and S. Schmutz, 2002. Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 867–888.
- Keckeis, H., G. Winkler, F. Laurence, W. Reckendorfer and F. Schiemer, 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.
- Keckeis, H. and F. Schiemer, 2002. Understanding conservation issues of the Danube River. In Fuiman, L. A. and R. G. Werner (eds), *Fishery Science. The Unique Contributions of Early Life Stages*. Blackwell Science: 272–288.
- Keckeis, H., E. Schludermann, D. Altmann, V. Bammer, B. Berger, S. Götsch, H. Hoyer and G. Rakowitz, 2010. Arbeitspaket B4e Biodiversität/Bioindikation – Fische. In Naturversuch Bad Deutsch Altenburg. Endbericht Premonogramm 2005–2008, Teil BIOTIK. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie und der viadonau: 681–897.
- Keckeis, H., 2013. Short-term effects of inshore restoration measures on early stages, benthic species, and the sublitlial fish assemblage in a large river (Danube, Austria). *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-013-1485-x.
- King, A. J., P. Humphries and P. S. Lake, 2003. Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 773–786.
- Liedermann, M., M. Tritthart and H. Habersack, 2012. Particle path characteristics at the large gravel-bed river Danube: results from a tracer study and numerical modelling. *Earth Surface Processes and Landforms* 38: 512–522.
- Loisl, F., G. Singer and H. Keckeis, 2013. Method-integrated fish assemblage structure at two spatial scales along a free-flowing stretch of the Austrian Danube. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-013-1588-4.

- Mucina L., G. Grabherr G. and T. Ellmauer, 1993. Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I, Anthropogene Vegetation. G. Fischer, Jena, Stuttgart, New York.
- Mucina L., G. Grabherr G. and S. Wallnöfer, 1993. Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil III: Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- Reckendorfer, W., H. Keckeis, G. Winkler and F. Schiemer, 1999. Zooplankton abundance in the River Danube, Austria: the significance of inshore retention. *Freshwater Biology* 41, 583–591.
- Reckendorfer, W., R. Schmalfuss, C. Baumgartner, H. Habersack, S. Hohensinner, M. Jungwirth and F. Schiemer, 2005. The integrated River Engineering Project for the free-flowing Danube in the Austrian alluvial zone national park: contradictory goals and mutual solutions. *Archiv. für Hydrobiologie Suppl.* 155/1-4: 613–630.
- Schiemer, F. and T. Spindler, 1989. Endangered fish species of the Danube River in Austria. *Regulated Rivers: Research & Management* 4: 397–407.
- Schiemer, F. and H. Waidbacher, 1992. Strategies of conservation of a Danubian fish fauna. In Boon, P. J., P. Calow and G. E. Petts (eds), *River Conservation and Management*: 363–382.
- Schiemer, S., T. Spindler, H. Wintersberger, A. Schneider and A. Chovanec, 1991. Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 24: 2497–2500.
- Schiemer, F., M. Jungwirth and G. Imhof, 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. Styria Verlag, Graz 160 pp.
- Schiemer, F., C. Baumgartner and K. Tockner, 1999. Restoration of floodplain riveres: the »Danube Restoration Project«. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 231–244.
- Schiemer, F., G. Gut, H. Keckeis and M. Staras, 2005. Ecological status and problems of the Danube River and its fish fauna: a review. In Welcome, R. L., and T. Petr (eds), *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Vol. 1, pp. 273–299.
- Schludermann, E. and H. Keckeis, 2008. Pilotprojekt Witzelsdorf. Ufererrückbau und Bühnenoptimierung Stromkilometer 1893,40 – 1891,70. Beweissicherung vor den Baumaßnahmen. Teil Fischökologie. Endbericht Bestandsaufnahme Fischzönose. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie und der viadonau. 33 pp.
- Schmidt, M. & Wichmann, G. (2007): Erhebung der Kiesbrüterbestände im Nationalpark Donauauen während der Brutsaison 2007. Studie von BirdLife Österreich im Auftrag der viaDonau und des Nationalparks Donau-Auen, Wien.
- Schmidt, M., Muraoka, Y. & Wichmann, G. (2008): Das Kiesbrüterprojekt im Nationalpark Donau-Auen. Ergebnisse der Brutsaisons 2006 & 2007. Studie von BirdLife Österreich im Auftrag von Nationalpark Donau-Auen GmbH und via Donau, Wien.
- Schmidt, M. & Wichmann, G. (2010): Erhebung der ornithologischen Grundlagen zur Erfüllung der naturschutzfachlichen Auflagen des Flussbaulichen Gesamtprojekts an der Donau östlich von Wien. Erhebung des Ist-Zustandes relevanter Artengruppen und Ermittlung von Indikatoren und Schwellenwerten. Teil 1: Kies- und Steilwandbrüter. Studie von BirdLife Österreich im Auftrag der viaDonau und des Nationalparks Donau-Auen, Wien.
- Schmutz, S., H. Kremser, A. Melcher, M. Jungwirth, S. Muhar, H. Waidbacher, H. and G. Zauner, 2013. Ecological effects of rehabilitation measures at the Austrian Danube: a meta-analysis of fish assemblages. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-013-1511-z.
- Teufelbauer, N. and G. Frank, 2009. Donauauen östlich von Wien. In M. Dvorak (ed.), *Important Bird Areas. Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich*. Naturhistorisches Museum Wien, Wien, pp. 130–147.
- Tockner, K., D. Pennetzdorfer, N. Reiner, F. Schiemer and J. V. Ward, 1999. Hydrological connectivity and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology* 41: 521–535.
- Ward, J. V., K. Tockner and F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125–139.
- Wiesner, C., 2005. New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 324–327.
- Winkler, G., H. Keckeis, W. Reckendorfer and F. Schiemer, 1997. Temporal and spatial dynamics of 0+ *Chondrostoma nasus*, at the inshore zone of a large river. *Folia Zoologica* 46 (Suppl. 1): 151–168.

ACHLEITNER FORELLEN sind robust, gesund und preiswert – ausschließlich aus eigenem Zuchtbetrieb. Die Mutterfische sind ab dem Jahre 1908 in Österreich heimisch geworden und bodenständig sowie ökologisch vollständig angepasst (autochthon). Die verwendeten Futtermittel sind PAP-frei und beinhalten keine GVO-Rohstoffe (»gentechnikfrei« laut EU-VO 1829/2003).

**Brütlinge vorgestreckt –
Heimische Besatzforellen – Speiseforellen**

Seit über 100 Jahren virusseuchenfreie Forellen aus eigener Zucht!



FORELLENZUCHT ACHLEITNER

A-5230 Schalchen bei Mattighofen · Häuslbergerstr. 11 · Tel. 077 42/25 22 · Fax 077 42/25 22 33 · office@forellen.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [67](#)

Autor(en)/Author(s): Keckeis Hubert, Lumesberger-Loisl Franz, Reiter Karl, Schulze Christian H.

Artikel/Article: [Restrukturierungsmaßnahmen in großen Flüssen: Auswirkungen des Uferrückbaues und der Buhnenoptimierung im Hauptstrom der freifließenden Donau in Witzelsdorf \(NÖ\) auf die Artengemeinschaft von Indikatororganismen \(Vegetation, Vogel- und Fischfauna\). 57-66](#)