

Störungseinfluss der Angelfischerei zur Brutzeit auf Wasser- und Schilfvögel in der Unteren Lobau (Nationalpark Donau-Auen)

Gábor Wichmann

Wichmann G. Disturbance from angling during the breeding season: its influence on waterbirds and reedbed birds in the Untere Lobau (Danube Forests National Park). *Egretta* 51: 108–113.

The interpretation of ornithological observations from 1999 and 2001 for the three bodies of water investigated – the Kühwörther Wasser, the Mittelwasser and the Schönauer Wasser – shows a significant disturbance from angling on bird species associated with water. Although there has been no hunting of waterbirds in the Lobau for many years, it was not possible to show that these species have become tolerant of disturbance by man. The relatively narrow nature of the bodies of water in the riverine forests represent a significant limitation of the possibilities for such species in areas where fishermen are active. The effects of disturbance are revealed by the significantly lower population densities in a radius of 100m from a fisherman. Patterns of behaviour resulting from disturbance (“disturbance-induced”) were much more frequently observed when fishermen were present than when they were not. The disruption of behaviour related to rearing of a brood is indicative of a negative influence on breeding success. The character of the National Park can only be maintained by avoiding disturbance – in the case in question this would mean the cessation of fishing at least in the Untere Lobau and also channeling visitors away from particular areas based on scientific reasoning.

1. Einführung

Aufgrund der Verringerung von verfügbaren Lebensräumen bei gleichzeitiger rasanter Zunahme an Outdooraktivitäten haben sich in den letzten Jahrzehnten Störungen durch menschliche Freizeitaktivitäten zu einem herausragenden und flächendeckenden Belastungsfaktor für viele Vogelarten entwickelt. Derartige Störungen zeigen Auswirkungen auf verschiedenen Ebenen. So wirken sie physiologisch z.B. durch erhöhte Herzfrequenzraten oder erhöhten Energieverbrauch (Hüppop & Hagen 1990, Ingold et al. 1992, Hüppop 1995); es kommt dabei zu einer Beeinflussung des Verhaltens wie häufigeres Sichern, Flucht oder Veränderung der Nahrungsaufnahme (Davidson & Rothwell 1993, Eichelmann 1993, Gamauf & Preleuthner 1996). Darüber hinaus kann es zum Meiden von Durchzugs- und Überwinterungsgebieten, verringerten Brutbestandszahlen oder gar zu Verschwinden empfindlicher Arten aus einem Gebiet führen (Tuite et al. 1983, Madsen & Fox 1995, Wichmann & Zuna-Kratky 1998).

Die Stärke des Einflusses ist abhängig von Dauer, Intensität, Frequenz sowie zeitlicher und örtlicher Vertei-

lung von Störungen (Reichholf 2001). Die Angelfischerei gehört zu den wesentlichen Störungsquellen für an Wasser gebundene Vogelarten, deren Einfluss durch die begrenzte Lebensraumverfügbarkeit wie im Falle linearer Strukturen an fließenden Gewässern oder schmaler nutzbarer Uferzonen an stehenden Gewässern verstärkt wird (Reichholf 1988, Eichelmann 1993, Keller 1995). Aufgrund immer wieder auftretender Differenzen in der Sichtweise bezüglich Auswirkungen von Störungen und unterschiedlicher Interessen zwischen Behörden, Fischereivereinen, Naturschutzorganisationen und Naturschutzorganen sind wissenschaftlich fundierte Studien für die Entscheidungsfindung von großer Bedeutung (Sudmann et al. 1997). Zusätzlich ist zu beachten, dass die Stärke des Einflusses örtlich verschieden sein kann und dementsprechend unterschiedlich bewertet werden muss (Georgii 2001, Reichholf 2001).

Als Nationalpark und international bedeutendes Rastgebiet nach der Ramsar Konvention kommt den Donau-Auen zu jeder Jahreszeit besondere Bedeutung für den Schutz der Wasservögel zu. Die Erhaltung spezieller Lebensgemeinschaften und die Wiederherstellung

von Lebensräumen wie z. B. durch die Verringerung von Störung hat in einem Nationalpark Priorität gegenüber menschlichen Nutzungsinteressen. Mehrere Studien belegen in der Lobau eine auffällige Diskrepanz zwischen dem vorhandenen Lebensraumangebot und dem festgestellten Arteninventar. Diese Tatsache wird im Allgemeinen dem negativen Einfluss durch menschliche Störung zugeschrieben (Kollar & Seiter 1989, Schön 1989, Gamauf & Herb 1990, Frühauf & Sabathy 1998). Aus anderen Nationalparks wiederum liegen Befunde vor, wonach der ganzjährige Schutz vor Verfolgung zu Gewöhnungseffekten gegenüber menschlichen Störungen führen kann (z.B. Bergmann & Wille 2001). In dieser Studie wurde daher versucht den möglichen Störungseinfluss von Fischern auf Wasservögel und Schilfvögel in der Unteren Lobau zu quantifizieren und zu bewerten.

2. Untersuchungsgebiet

Die Untere Lobau nimmt innerhalb des Nationalparks Donau-Auen aus naturschutzfachlicher Sicht eine Sonderstellung ein. Die großen Altarme mit ihren ausgedehnten Verlandungsflächen bilden Lebensraum für eine Artengemeinschaft an Wasser- und Schilfvögeln, die in Österreich nur mit wenigen anderen Feuchtgebieten vergleichbar ist (Dvorak 2009). Eine Reihe von hier vorkommenden Vögeln ist auch im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EEC) aufgelistet. Besonders erwähnenswert sind national bedeutende Brutvorkommen der Zwergrohrdommel und des Schwarzmilans (Dvorak 2009).

3. Methodik

In den Jahren 1999 und 2001 wurden im Rahmen des LIFE-Projekts „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen“ entlang der Altarme in der Lobau detaillierte Kartierungen der an Wasser gebundenen Vogelbestände durchgeführt (Frühauf & Sabathy 2000a, b). Bei diesen Kartierungen wurden alle Beobachtungen punktgenau verortet und die Verhaltensweisen des jeweils beobachteten Vogels notiert. Zusätzlich wurden alle Standorte von Angelfischern Fischer in Karten eingetragen. Alle so gewonnenen Daten wurden anschließend in einem geografischen Informationssystem (GIS) erfasst und digital verwaltet. Alle Kartierungen fanden vom Uferbereich aus statt. Neben den Gewässern der Unteren Lobau wurde auch der im niederösterreichischen Teil des Nationalparks gelegene Schönaauer Arm in die Erfassungen miteinbezogen.

Für die Auswertungen wurden die Arten nach groben ökologischen Ansprüchen zusammengefasst. So wurden z.B. Tauchenten und Blässhuhn in eine Gruppe („Schwimmvögel“) gestellt, da das Blässhuhn ähnliche Jagdstrategien

anwendet wie Tauchenten. Die genaue Einteilung dieser Gruppen ist in Tab. 1 dargestellt. Auf eine Analyse einzelner Arten musste aufgrund zu geringer Stichprobenzahlen verzichtet werden.

Um mögliche Scheueffekte festzustellen, wurde die Individuendichten von Wasser- und Schilfvögel auf derselben Fläche bei An- und bei Abwesenheit vom Fischer verglichen. Zur Definition des Einflussraumes eines einzelnen Fischers wurden mit Hilfe des GIS um jeden festgestellten Standort eines Fischers kreisförmige Puffer mit den Radien 50, 100 und 200m gelegt. Die Verwendung unterschiedlicher Radien ermöglicht es, Aussagen über die Entfernungswirkung der Störung zu treffen. In jedem dieser Pufferbereiche wurde die Individuendichte (Ind./ha) bzw. die pro Begehung festgestellte Artenzahl berechnet. Nun wurde ein Vergleich derselben Fläche bei An- und bei Abwesenheit von Fischern durchgeführt, wobei zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit verschiedene Rahmenbedingungen beachtet werden mussten (s. nächster Absatz). D. h. es wurde für jede Begehung mit anwesendem Fischer eine Vergleichskartierung gesucht, während der sich an derselben Stelle kein Angler aufhielt. Dadurch wurde ein Paarvergleich für verbundene Stichproben bei An- und bei Abwesenheit von Fischern möglich. Weil es sich um dieselben Flächen handelt, kann der Einfluss von Störvariablen wie Strukturreichtum oder Produktivität ausgeschlossen werden. Auch der Störungseinfluss auf die anwesenden Vögel durch den Kartierer kann als gleich bleibend angenommen werden, da die Kartierung standardisiert nach zeitlicher Abfolge und Route der Begehungen ablief.

Um die Vergleichbarkeit gewährleisten zu können, wurden folgende Kriterien definiert: (1) Um saisonale Unterschiede auszuschließen, mussten die für einen Paarvergleich herangezogenen Punkte innerhalb von zwei Wochen erfasst worden sein. (2) Um einen Einfluss der Tagesrhythmik zu vermeiden, wurde der Tag in drei Zeitfenster – „Vormittag“ (6:00–12:00), „Nachmittag“ (12:00–18:00) und „Abend“ (18:00–22:00) – eingeteilt. Für einen Paarvergleich wurde nur Daten aus Begehungen während des gleichen Zeitfensters herangezogen.

Neben Veränderungen in der Individuendichte durch die Anwesenheit der Fischer flossen auch die beobachteten Verhaltensweisen der Vögel in die Analysen ein. Zur Auswertung der Verhaltensweisen wurden nur jene Arten herangezogen, die primär wasserabhängig sind und ähnliche Ansprüche haben. Zu diesen gehören Taucher, Reiher, Enten, Schwäne und Blässhühner. Nach dem vorher beschriebenen Muster wurden alle Individuen dieser Arten in den einzelnen Radien summiert und wiederum ein Paarvergleich herangezogen. Die beobachteten Verhaltensweisen der Vögel wurden in drei Kategorien unterteilt (Tab. 2): Störungsanfälliges Verhalten wird durch Störung unterbrochen oder unterbleibt ganz (Pedroli 1982, Ketzenberg 1993, Bruns et al. 1994,

Georgii 2001). Unter störungsinduziert wurden Reaktionen zusammengefasst, die durch Störung ausgelöst werden (Bruns et al. 1994, Bergmann & Wille 2001, Reichholf 2001). In die Kategorie störungsneutral fallen jene Verhaltensweisen, bei denen keine Beeinflussung durch Störung zu erwarten ist.

Auswirkungen der Scheueffekte auf Dichten und Artenzahlen wurden mit Hilfe des Wilcoxon-Tests für verbundene Stichproben auf signifikante Unterschiede getestet. Unterschiede in den Verhaltensweisen wurden mit Hilfe des X^2 -Test überprüft. Nach Zöfel (1992) wurden jene Felder aufgrund des Abweichungsmaßes in der χ^2 -Tafel bestimmt, die für den signifikanten Unterschied verantwortlich sind. Als signifikant gelten jeweils $p < 0,05$.

4. Ergebnisse

4.1 Dichtewerte

Der paarweise Vergleich der Individuendichte in Flächen mit und ohne Anwesenheit von Fischern weist durchgehend bei allen Artengruppierungen geringere Dichten bei Anwesenheit von Fischern aus. Dieser Einfluss ist auch im größten von uns definierten Abstand, in rund 200m Entfernung, erkennbar (Tab. 3). Nur in einem Fall sind diese Unterschiede statistisch signifikant. Bei den „Schwimmvögeln“ ist die Individuendichte innerhalb eines 50m Radius um den Standort eines Fischers um fast das vierfache geringer als bei Abwesenheit von Fischern (Wilcoxon: $z = -2,313$; $p = 0,021$; $n = 17$). Bei Reiherern liegt der festgestellte Dichteunterschied innerhalb des 100m Radius (ca. 2,5 fach) äußerst knapp außerhalb des Signifikanzniveaus (Wilcoxon: $z = -1,955$; $p = 0,051$; $n = 17$).

Die Artenzahl zeigt in keinem der drei Radien signifikante Unterschiede, wobei dies wahrscheinlich auf die generell geringe festgestellte Artenzahl zurückzuführen ist. Aber auch hier liegen die Mittelwerte bei Anwesenheit von Fischern unter denen ohne Störung (Tab. 3).

4.2 Verhaltensweisen

In Abb. 1 sind die Anteile der Verhaltensweisen in den unterschiedlichen Radien graphisch dargestellt. In allen Radien sind die beobachteten Anteile an störungsinduziertem Verhalten bei Anwesenheit von Fischern höher als ohne Beeinflussung. Störungsanfälliges Verhalten ist bis 100m deutlich häufiger bei Abwesenheit von Fischern zu beobachten bei einem Abstand von 200m-Radius gleichen sich die beobachteten Werte wieder aus.

Bei den Beobachtungen innerhalb des 100m Radius zeigen sich signifikante Unterschiede in der Beobachtungshäufigkeit der einzelnen Verhaltensweisen ($X^2 = 12,59$; $p < 0,01$, $df = 2$). Bei genauerer Betrachtung zeigt das

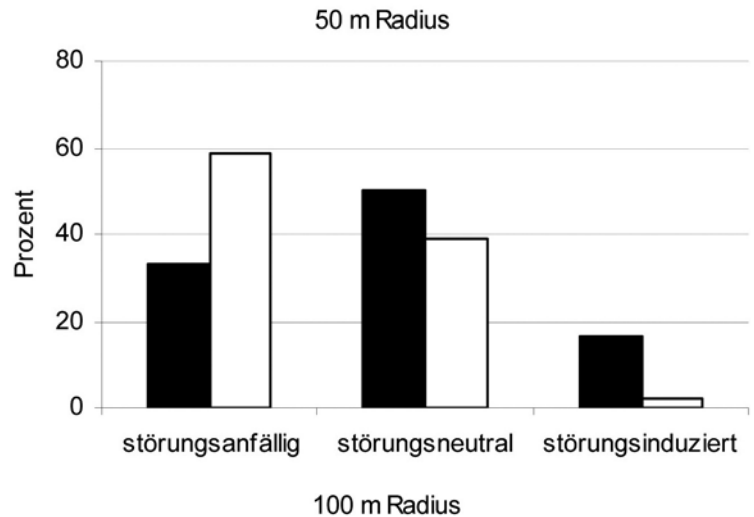
Abweichungsmaß (7,61) für „störungsinduzierte“ Verhaltensweisen bei Anwesenheit von Fischern auf der 1%-Stufe signifikant höhere Werte auf als erwartet. Dies bedeutet, dass bei Anwesenheit von Fischern signifikant mehr störungsinduzierte Verhaltensweisen auftreten, als zu erwarten ist. Bei 200 m gibt es zwar noch ein signifikantes Gesamtergebnis ($X^2 = 6,9$; $p < 0,05$, $df = 2$), aber es ist nicht mehr ermittelbar, durch welche der Kategorien der Unterschied hervorgerufen wurde. Tendenziell ist aber auch hier zu vermerken, dass störungsinduzierte Verhaltensweisen bei Anwesenheit von Fischern überwiegen. Innerhalb eines Radius von 50 m zeigen die Verhaltensweisen keine signifikanten Unterschiede mehr, obwohl aus Abb. 1 ersichtlich ist, dass störungsanfällige und sogar die störungsneutralen Verhaltensweisen bei Abwesenheit von Fischern häufiger beobachtet wurden ($X^2 = 5,28$; n.s., $df = 2$).

5. Diskussion

Die vorliegende Arbeit basiert auf Daten, die im Rahmen einer allgemeinen Brutbestandserhebung kartiert wurden (Frühauf & Sabathy 2000a, b). Die Methodik der Erfassung war daher nicht unmittelbar auf die Untersuchung des Störungseinflusses ausgelegt. Aufgrund dieser ungezielten Vorgangsweise ist davon auszugehen, dass nur gravierende Störungseinflüsse und direkte Auswirkungen statistisch abgesichert werden konnten. Trotzdem konnte gezeigt werden, dass die Anwesenheit von Fischern die Individuenanzahl bei Schwimmvögeln (innerhalb eines 50m Radius) deutlich reduziert und das Verhalten der Vögel beeinflusst. Indirekte Auswirkungen auf Bruterfolg oder Gesamt-Populationsgrößen konnten im Rahmen dieser Analyse natürlich untersucht werden.

Bis auf die Schilfvögel sind bei allen Gruppen geringere Individuendichten bei Anwesenheit von Fischern festzustellen. So meiden Schwimmvögel Bereiche im Umkreis von 50m um den Fischer signifikant. Noch in 100m Entfernung ist die Dichte der Schwimmvögel bei Anwesenheit von Fischern um die Hälfte geringer als ohne Störung. Bei den Reiherern finden sich signifikante Unterschiede erst ab 100m. Diese Tatsache ist unter Umständen auf die innerhalb dieses Umkreises insgesamt sehr kleine Stichprobe zurückzuführen. Dass sich Störungen auf Individuendichte und Nesteranzahl auch von häufigen Arten auswirken, ist aus anderen Studien bekannt (Reichholf 1988, Frühauf 1989, Eichelmann 1993, Wichmann & Zuna-Kratky 1998). Die einzige Artengruppe, die zum Teil (100 und 200m Radius) sogar höhere Werte bei Anwesenheit von Fischern zeigt, sind die Schilfvögel. Einerseits sind dies Arten, die sich hauptsächlich im Schilf in Deckung aufhalten, und andererseits ist diese Gruppe durch Rohrsänger geprägt, bei denen Störungen Spontangesang auslösen können, wodurch die scheinbar geringeren Dichten bei Abwesen-

Abb. 1: Prozentanteile der gruppierten Verhaltensweisen in unterschiedlichen Radien. Einteilung siehe Tab. 2. Schwarze Säulen Anteile bei Anwesenheit von Fischern, weiße Säulen ohne Fischer.
 Fig. 1: Proportion of patterns of behaviour in various radiuses. See Tab. 2 for the grouping of behaviour patterns. Black bars: fishermen present; white bars: without fishermen.



heit von Fischern erklärbar sind (J. Frühauf, M. Dvorak mündl., eigene Beob.).

In der Literatur finden sich nur wenige konkrete Wirkungsentfernungen von Störungen, wobei die Werte mit dem hier festgestellten Band von 100 m übereinstimmen. So wurden bei Enten durchschnittlich 100 m sowie bei Graureihern 50–150 m angegeben (Eichelmann 1993, Flade 1994). Putzer (1985) stellte an Baggerseen in Nordrhein-Westfalen bei Tauchenten der Gattung *Aythya* sogar mittlere Entfernungen zu Bootanglern von 260 m fest. Wenn man bedenkt, dass Altarme eine geringe Breite haben und ein Ausweichen aufgrund der linearen Strukturen kaum möglich ist, können wenige Fischer ganze Altarme oder Altarmabschnitte für Wasservögel unnutzbar machen. Bestätigt wird diese Schlussfolgerung durch die Arbeit von Reichholz (1988) am Unteren Inn. Er fand in Abschnitten mit 1–2 Angler/km um 75 % weniger Wasservogelbruten als in Abschnitten ohne Störung.

Besonders gravierend wirkt sich die in der Unteren Lobau übliche und auch durch unser Datenmaterial bestätigte Bootsbefischung aus. So benutzten über 85 % der beobachteten Fischer Zillen. Durch die Verwendung von Booten kommt es zu einer Verstärkung der Störung, weil die Störquelle vom Uferbereich ins Gewässer verlagert wird. Interessanterweise dürften stehende Zillen – also typischerweise von Anglern benutzte – größere Störungen erzeugen als fahrende. Eichelmann (1993) stellte experimentell fest, dass die Fluchtdistanzen bei Graureihern bei fahrenden Zillen mit einem Median von 55 m deutlich geringer ausfielen als bei stehenden Booten mit 180 m. Möglicherweise werden zu stehenden Zillen größere Distanzen eingehalten, da ihre nächste Bewegung nicht abschätzbar ist. Bei fahrenden hingegen können die Vögel die Bewegung erahnen, und die vermeintliche

Gefahr durch Boote wird für sie besser abschätzbar (Blew 1995, Bergmann & Wille 2001, Lossow 2001).

Wasservögel reagieren in der Unteren Lobau auf durch Fischer verursachten Störungen nicht ausschließlich durch das Einhalten größerer Entfernungen sondern auch durch Verhaltensänderungen. Störungsanfälliges Verhalten, das vor allem durch Nahrungsaufnahme geprägt ist, wird bei Anwesenheit von Fischern innerhalb der 50 m und 100 m-Radien eindeutig seltener gezeigt. Dagegen erhöht sich der Anteil von durch Fischer verursachten störungsinduzierten Verhaltensweisen innerhalb des 100 m Radius. Das vermehrte Auftreten von störungsinduzierten Verhaltensweisen bei Anwesenheit von Anglern und die durch Fischer verursachten Störungen bei der Nahrungsaufnahme führen zu erhöhtem Energie- und Zeitaufwand (Pedroli 1982, Yalden 1992, Stock et al. 1994, Hüppopp 1995, Reichholz 2001). Dies kann schlussendlich zu Reduktion im Bruterfolg oder zur vollkommenen Verlassen des Brutgebiets führen. Einen geringeren Bruterfolg der Stockente im Gebiet des heutigen Nationalparks Donau-Auen aufgrund der Störung durch Fischer wurde durch Eichelmann (1993) festgestellt.

Eine Habituation an die Störung durch anwesende Fischer aufgrund der seit langer Zeit eingestellten Bejagung des Wasserwildes in diesem Gebiet kann aufgrund der vorliegenden Ergebnisse nicht festgestellt werden. Ein gewisser Gewöhnungseffekt tritt bei geringen bzw. kurzen Störungen zwar auf, besitzt aber auch deutliche Grenzen (Bauer et al. 1992, Bergmann & Wille 2001). Es gibt aber zahlreiche Beispiele, dass permanente Störungen nicht kompensiert werden können (Frühauf 1989, Gamauf & Preleuthner 1996, Wichmann & Zuna-Kratky 1997).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eindeutig ein negativer Einfluss der Angelfischerei auf die Wasservögel

in der Unteren Lobau vorliegt. Trotz der aufgrund der Errichtung des Nationalparks eingestellten Wasservogeljagd konnte keine Anpassung an Störereignisse festgestellt werden. Die Wirkung der Störung ist durch Scheueffekt, Verhaltensänderungen und Reduktion der Artenzahl bis in einem Umkreis von 100 m nachweisbar. Die Folgeeffekte können von einer Erhöhung des Energieverbrauchs bis zu einer Verminderung des Bruterfolges und zu Bestandesrückgang reichen. Durch die Angelfischerei kommt es hiermit zu einer Reduktion des Lebensraumpotentials in den Altarmen der Unteren Lobau. Die Effekte waren ersichtlich, obwohl eine Untersuchung des Störungseinflusses nicht ursprüngliches Ziel der Datensammlung war. Bei einer gezielter auf diese Fragestellung zugeschnittenen Vorgangsweise sind präzisere Ergebnisse über die möglichen negativen Einflüsse der Störung zu erwarten.

Folgerungen für den Nationalpark Donauauen

Durch die geringe Gewässerbreite ist selbst in den breitesten Gewässern der Lobau (maximale Breite 200 m) eine sinnvolle Entflechtung von Vogelschutzarealen und Fischereiflächen nicht innerhalb eines Gewässers möglich, um Wasservögeln ausreichend Ausweichmöglichkeiten zu bieten. Für Arten, die vorwiegend am offenen Wasser Nahrung suchen, bedeuten Zillen massive Störungen, da sie in ihrer Möglichkeit Nahrung aufzunehmen stark eingeschränkt sind. Für diese Arten ist die Entfernung zur Stör- oder Gefahrenquelle gleichbedeutend mit Schutz. Dies könnte auch den Grund für das Fehlen oder die geringen Brutbestände dieser Arten in der Unteren Lobau darstellen, obwohl geeignete Lebensräume vorhanden sind (Frühauf & Sabathy 1998, 2000b). Selbst die Rückzugsbereiche im Schilf werden durch Fischer immer wieder gestört. So wurden sieben Beobachtungen von Fischern gemacht, die sich im Schilf- oder gar Seggenbestand befanden. Dies sind immerhin 10 % der Beobachtungen. Etwa 14mal wurden Fischer in einer Entfernung von weniger als 10 m vom Rand des Schilfbestandes gemacht. Entsprechend den fischereilichen Managementplänen (jährlich verordnet vom Magistrat der Stadt Wien) ist ein Mindestabstand von 10 m zu den Schilfflächen einzuhalten. Auch wenn hier z. T. „nur“ versucht wurde, Fische vom Nagelhaken zu befreien, handelt es sich um etwa 31 % (!) der Beobachtungen, die illegale Störungen für die Vögel darstellen. Im Übrigen ist bei den tiefer in der Vegetation befindlichen Fischern wohl auszuschließen, dass nur versucht wurde, Fische vom Haken zu lassen.

Die derzeitige Praxis einer teilweisen Beruhigung des Gebietes durch zeitliche und jahreszeitliche Einschränkungen oder durch Sperren einzelner Gewässerabschnitte ist nur von eingeschränktem Nutzen (vgl. Bauer et al. 1992, Burger 1994, Francl & Schnell 2000, Beale &

Monaghan 2004). Die hohe Dynamik in den Altarmen, die vor allem durch die starken Wasserstandsschwankungen zwischen den Jahren hervorgerufen wird, führen zu räumlichen Umlagerungen in der Besiedlung durch die Arten (vgl. Frühauf & Sabathy 2000ab). Dadurch ändert sich die Bedeutung der Teile des Altarmsystems zueinander jährlich, wodurch es nicht Ziel führend ist, nur einzelne Abschnitte zu beruhigen. Nach Cole (1993) erreicht man den größten Effekt, indem man Gebiete vollständig beruhigt und Nutzungen an wenigen Flächen konzentriert. Folgerichtig kann den Nationalparkzielen in der Lobau nur so entsprochen werden, dass es neben einer naturschutzfachlich fundierten Besucherlenkung zu einer vollständigen Beruhigung der Gewässer der Unteren Lobau durch die Aufgabe der fischereilichen Nutzung kommt und gleichzeitig die Fischerei sich auf wenige Gewässer in der Oberen Lobau konzentriert.

Zusammenfassung

Die Auswertung der Beobachtungsprotokolle vogelkundlicher Erhebungen aus den Jahren 1999 und 2001 zeigt für die in der Auswertung berücksichtigten Gewässer Kühwörther Wasser, Mittelwasser und Schönauer Wasser eine deutliche Störwirkung der Angelfischerei auf die wassergebundene Vogelwelt. Eine Toleranz der Wasservögel gegenüber menschlicher Störung ist in der Lobau nicht nachweisbar, obwohl seit vielen Jahren keine Bejagung der Wasservögel stattfindet. Die geringe Breite der Augewässer bedingt dabei eine wesentliche Einschränkung der Lebensmöglichkeiten wassergebundener Vögel bei fischereilicher Aktivität. Die Störwirkung zeigt sich in einer deutlich geringeren Individuendichte in einem Radius von 100 m um den Fischer. Besonders durch Störung hervorgerufenen Verhalten („störungsinduziert“) wurde signifikant häufiger bei Anwesenheit von Fischern als bei Abwesenheit beobachtet. Die Störung von Verhaltensweisen, die zur Aufzucht der Brut dienen, deutet auf einen negativen Einfluss beim Bruterfolg hin. Nur eine Vermeidung von Störung – im Konkreten Aufgabe fischereiliche Nutzung zumindest in der Unteren Lobau aber auch fachlich fundierte Besucherlenkung – ist mit dem Nationalparkgedanken vereinbar.

Danksagungen

Diese Studie wurde von der Nationalpark Donau-Auen GmbH finanziert, wobei ich mich besonders bei Dr. Christian Baumgartner als Initiator bedanken möchte. Wertvolle Anregungen zur Methodik kamen von Johannes Frühauf. Michael Dvorak und Robert Lindner gaben weitere hilfreiche Hinweise zur Verbesserung des Manuskripts.

Literatur

- Bauer H.-G., Stark, H. & P. Frenzel (1992):** Der Einfluss von Störungen auf überwinternde Wasservögel am westlichen Bodensee. Orn. Beob. 89: 93–110.
- Beale C. M. & P. Monaghan (2004):** Human disturbance: people as predation-free predators? J. Appl. Ecol. 41: 335–343.
- Bergmann H.-H. & V. Wille (2001):** Flüchten oder gewöhnen? – Feindabwehrstrategien wildlebender Tiere als Reaktion auf Störungssituationen. Laufener Seminarbeitr. 1/01, S. 17–21. Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege. Laufen/Salzach.
- Blew J. (1995):** Auswirkungen der winterlichen Befahrungsregelung auf Wasservögel am Dümmer und Steinhuder Meer. Niedersächs. Landesamt f. Ökologie, Staatl. Vogelschutzwarte.
- Bruns H. A., U. Fuellhaas, C. Klemp, A. Kordes & H. Ottersberg (1994):** Zur Habitatwahl von Pfeifente (*Anas penelope*) und Nonnengans (*Branta leucopsis*) und Auswirkungen von Störreizen bei der Nahrungsaufnahme (Nordkehdingen/Landkreis Stade). Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 26: 59–74.
- Burger J. (1994):** The effect of human disturbance on foraging behaviour and habitat use in Piping Plover (*Charadrius melodus*). Estuaries 17: 695–701.
- Davidson N.C. & P.I. Rothwell (1993, Hrsg.):** Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bull. 68.
- Dvorak M. (2009):** Lobau. In: Dvorak, M. (Hrsg.), Important Bird Areas in Österreich, 2. Ausgabe. BirdLife Österreich, Wien.
- Eichelmann U. (1993):** Fluchtdistanz und Bestand von Stockenten und Graureiher im Bereich des geplanten Nationalparks Donau-Auen. Studie i. A. d. Nationalparks Donau-Auen und des WWF Österreich. Wien.
- Flade M. (1994):** Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.
- Francl K. E. & G. D. Schnell (2000):** Relationship of human disturbance, bird communities and plant communities along the land-water interface of a large reservoir. Environ. Monit. And Assess. 73: 67–93.
- Frühauf J. (1989):** Bericht über die Vogelzählungen an der March. Winter 1988/89, Frühjahrsdurchzug und Fortpflanzungsperiode 1989. Studie i. A. d. Distelvereins.
- Frühauf J. & E. Sabathy (1998):** Grundlagen zur Ausweisung ornithologischer Ruhegebiete zur Vermeidung von Störungen an Gewässern im Wiener Nationalpark-Teil. Studie i. A. d. Nationalparks Donau-Auen GmbH. Wien.
- Frühauf J. & E. Sabathy (2000a):** Untersuchungen an Schilf- und Wasservögeln in der Unteren Lobau – Teil 1: Bestände und Habitat. Studie i. A. d. Nationalpark Donau-Auen GmbH. http://www.donauauen.at/files/278_NPDA_23_2006_Frhauf_Schilf_vgel_1_Untere_Lobau.pdf
- Frühauf J. & E. Sabathy (2000b):** Untersuchungen an Schilf- und Wasservögeln in der Unteren Lobau – Teil 2: Arten. Studie i. A. d. Nationalpark Donau-Auen GmbH.
- Gamauf A. & B. Herb (1990):** Greifvogelstudie im geplanten Nationalpark Donau-Auen. Studie i. A. der Nationalparkplanung Donau-Auen. Wien.
- Gamauf A. & M. Preleuthner (1996):** Die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Nationalpark „Neusiedler See – Seewinkel“: Eine Rote Liste Art im Konflikt mit Landwirtschaft und Fremdenverkehr? BFB-Bericht 84. Illmitz.
- Georgii B. (2001):** Auswirkungen von Freizeitaktivitäten und Jagd auf Wildtiere. Laufener Seminarbeitr. 1/01, S. 37–47. Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege. Laufen/Salzach.
- Hüppop O. (1995):** Störungsbewertung anhand physiologischer Parameter. Orn. Beob. 92: 257–268.
- Hüppop O. & K. Hagen (1990):** Der Einfluss von Störungen auf Wildtiere am Beispiel der Herzschlagrate brütender Austernfischer *Haematopus ostralegus*. Vogelwarte 35: 201–310.
- Ingold P., B. Huber, B. Mainini, H. Marbacher, P. Neuhaus, A. Rawyler, M. Roth, R. Schnidrig & R. Zeller (1992):** Freizeitaktivitäten – ein gravierendes Problem für Tiere? Orn. Beob. 89: 205–216.
- Keller V. (1995):** Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel – eine Literaturübersicht. Orn. Beob. 92: 3–38.
- Ketzenberg C. (1993):** Auswirkungen von Störungen auf nahrungssuchende Eiderenten (*Somateria mollissima*) im Königshafen/Sylt. Corax 15: 241–244.
- Kollar H.-P. & M. Seiter (1989):** Biotopstrukturen und Vogelfauna in den Donau-Auen östlich von Wien. Studie i. A. der Österr. Donaukraft AG. Leopoldsdorf.
- Lossow G. (2001):** Das Ruhezonekonzept für das Ramsar-Gebiet Starnberger See – Erfahrungen und Perspektiven. Laufener Seminarbeitr. 1/01, S. 63–71. Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege. Laufen/Salzach.
- Madsen J. & D. F. Fox (1995):** Impacts of hunting disturbance on waterbirds – a review. Wildl. Biol. 1: 193–207.
- Pedroli J. C. (1982):** Activity and time budget of Tufted Ducks on Swiss lakes during winter. Wildfowl 33: 105–112.
- Putzer D. (1985):** Angelsport und Wasservogelschutz in Nordrhein-Westfalen. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 5: 65–76.
- Reichholf J. H. (1988):** Auswirkung des Angels auf die Brutbestände von Wasservögeln im Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung „Unterer Inn“. Vogelwelt 109: 206–221.
- Reichholf J. H. (2001):** Störungsökologie: Ursache und Wirkungen von Störungen. Laufener Seminarbeitr. 1/01, S. 11–16. Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege. Laufen/Salzach.
- Schön R. (1989):** Auswertung ornithologischer Untersuchungen und Entwicklungsmöglichkeiten für die Avifauna im geplanten Nationalpark Donau-Auen. Studie i. A. der Nationalparkplanung Donau-Auen. Wien.
- Stock M., H.-H. Bergmann, H.-W. Helb, V. Keller, R. Schnidrig-Petrig & H.-C. Zehnter (1994):** Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz 3: 49–57.
- Sudmann S. R., F. Distelrath, B. C. Meyer & P. Bernert (1997):** Zum Beitrag „Auswirkungen der Einstellung des Angelsports auf den Brutvogelbestand am südlichen Teil des Altrhein Bienen-Präst“. Leserbrief in Natur und Landschaft, 72/6: 298–299.
- Tuite C. H., O. Myrfyn & D. Paytner (1983):** Interaction between wildfowl and recreation at Llangorse Lake and Talybont Reservoir, South Wales. Wildfowl 34: 48–64.
- Wichmann G. & T. Zuna-Kratky (1998):** Analyse des Auftretens von Wasservögeln an March und Thaya in den Wintern 1992/93 bis 1997/98. Studie i. A. d. Distelvereins. Wien.
- Yalden D. W. (1992):** The influence of recreational disturbance on Common Sandpipers *Actitis hypoleucos* breeding by an upland reservoir in England. Biol. Conserv. 61: 41–49.
- Zöfel P. (1992):** Statistik in der Praxis. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. Jena.

Anschrift des Verfassers:

Mag. Gábor Wichmann
BirdLife Österreich
Museumsplatz 1/10/8
1070 Wien
gabor.wichmann@birdlife.at

Tab. 1: Einteilung der Wasservögel in Gruppen mit ähnlichen Ansprüchen oder Verhaltensweisen.

Tab. 1: Ecological groups of waterbirds based on habitat requirements and behavioural patterns.

Artengruppe	Arten
Reiher	Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>), Seidenreiher (<i>Egretta garzetta</i>) und Silberreiher (<i>Casmerodius albus</i>)
Schwimmvögel	Zwergtaucher (<i>Tachybaptus ruficollis</i>), Höckerschwan (<i>Cygnus olor</i>), Teichhuhn (<i>Gallinula chloropus</i>), Blässhuhn (<i>Fulicula atra</i>), Gründel- und Tauchenten
Gründelenten	Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>), Knäkente (<i>Anas querquedula</i>)
Tauchenten (inkl. Blässhuhn)	Tafelente (<i>Aythya ferina</i>), Reiherente (<i>Aythya fuligula</i>), Blässhuhn (<i>Fulicula atra</i>)
Schilfvögel	Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>), Wasserralle (<i>Rallus aquaticus</i>), Rohrschwirl (<i>Locustella luscinioides</i>), Rohrsänger (<i>Acrocephalus sp.</i>), Rohrammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)

Tab. 2: Einteilung der Verhaltensweisen.

Tab. 2: Grouping of behavioural observations based on their sensitivity to human disturbance.

Störungseinfluss	Verhaltensweise
störungsanfällig	Familie führend, Futter tragend, Altvogel brütend, Nahrungssuche, Komfortverhalten
störungsneutral	Territorialverhalten (z.B. Singen), Rufen, Schwimmen
störungsindiziert	Angstverhalten, Warnverhalten, Angriffsverhalten Ablenkungsverhalten, Auffliegen

Tab. 3: Kennwerte der Individuendichten (Ind./ha) und Artenzahlen: Max = Maximum, MW = Mittelwert, S = Standardabweichung, V = Verhältnis (MW-ohne Fischer / MW-mit Fischer); Insgesamt standen 17 paarweise Vergleiche für eine Analyse zur Verfügung (n = 17). Die Unterschiede sind nur bei den Schwimmvögeln innerhalb des 50m Radius statistisch signifikant (fett hinterlegt).

Tab. 3: Measurements of densities (individuals per ha) and species numbers: Max = maximum, MW = mean, S = standard deviation, V = relationship (MW-undisturbed / MW-disturbed); 17 pair wise comparisons were possible (n = 17). The differences were only significant for "Schwimmvögel" within a 50m radius (bold);(mit Fischer = with disturbance, ohne Fischer undisturbed).

50m-Radius	mit Fischer			ohne Fischer			V
	Max	MW	S	Max	MW	S	
Reiher	3,84	0,31	0,97	7,82	0,86	1,95	2,81
Schwimmvögel	3,84	0,86	1,37	12,67	3,38	3,98	3,93
Schilfvögel	12,43	1,27	3,05	7,28	1,86	2,56	1,46
Artenzahl	8	1,59	2,40	8	2,24	2,46	1,41
100m-Radius							
Reiher	1,10	0,14	0,35	2,39	0,36	0,60	2,47
Schwimmvögel	2,58	0,96	0,99	12,90	1,88	3,09	1,96
Schilfvögel	6,73	1,49	2,19	4,84	1,18	1,45	0,79
Artenzahl	10	3,47	3,34	9	3,88	2,74	1,12
200m-Radius							
Reiher	0,59	0,10	0,18	1,14	0,15	0,28	1,52
Schwimmvögel	1,77	0,63	0,65	4,31	0,71	1,04	1,13
Schilfvögel	4,48	0,88	1,43	3,15	0,66	0,80	0,75
Artenzahl	11	4,29	3,98	10	4,76	3,01	1,11