

Auswirkungen eines Winterhochwassers mit Eisbildung auf die Brutvogelgemeinschaften der Augewässer in den österreichischen March-Auen

Bernadette Strohmaier

Strohmaier B. (2013): Influence of winter floods with ice formation on the breeding bird community of water bodies in the Austrian Morava-floodplains. *Egretta* 53: 64–74

Floodplain forests, which typically feature high amounts of deadwood, In 2011, the bird community of 15 bodies of water was surveyed as part of the reed bed birds and water birds monitoring in the Austrian Morava floodplains. A winter flood with subsequent ice formation during the winter of 2010/11, however, had caused large parts of the reed beds to collapse under the weight of the ice. Thus, only limited amounts of reed habitat were available to the breeding birds of the floodplain water bodies in 2011. Strong declines in the number of territories were found for water birds and reed bed birds, due to the almost complete lack of old reed and the slow emergence of young reed around many bodies of water. Compared to the previous survey conducted in 2008, total water bird territories had declined by 32.9 percent, while total reed bed bird territories had declined by 45.8 percent. Species diversity of water birds and reed bed birds around these water bodies decreased significantly in part. The Reed Warbler and Marsh Warbler were particularly affected, while the Great Reed Warbler showed a comparatively weak decline. The lowest decline in species numbers was found for water bodies in open countryside and adjacent to wetland meadows. Extensive, though nevertheless fragmented, reed beds remained only around water bodies on the landward side of the flood wall, which were not affected by the flood wave. Such tabula rasa events ensure that the silt deposition process, which is anyway taking place in the water bodies of the Morava-floodplains, is slowed down – at least regarding the succession of reed bed habitat.

1. Einleitung

Die March-Thaya-Auen im Osten Niederösterreichs beherbergen mit knapp 580 Hektar Au- und Nebengewässer nach den Donau-Auen den mit Abstand größten Augewässeranteil in Österreich (Gepp et al. 1985, Zuna-Kratky et al. 2000). Sie stellen eines der bedeutendsten Gebiete für an Feuchtlebensräume gebundene Vogelarten in Österreich dar. Gut 55 Prozent der hier vorkommenden Vogelarten sind direkt vom Vorhandensein der Feuchtlebensräume abhängig (Zuna-Kratky 1999). Infolge der natürlichen Verlandung haben sich am Großteil der Augewässer mehr oder weniger große Schilfröhrichtflächen ausgebildet. Größere Schilfbestände finden sich natürlicherweise an Gewässern des Offenlandes, während die Augewässer im Auwald meist nur von schmalen Röhrichtstreifen entlang des Ufers gesäumt sind. Im Falle der in dieser Studie untersuchten Augewässer erreicht die Summe aller Röhrichtflächen zusam-

men in etwa dieselbe Flächengröße, welche die Gewässerflächen einnehmen.

Wasser- bzw. Schilfvögel nutzen das Schilfröhricht nicht nur als Bruthabitat, sondern auch als Nahrungshabitat, Schlaf-, Rast- und Mauserplatz, als Singwarte und als Deckung vor Feinden (Ostendorp 1993). Das Alter eines Schilfbestandes stellt bei der Nutzung durch verschiedene Vogelarten einen bestimmenden Faktor dar, bestimmt es doch die Vitalität, Vegetationsdichte und -struktur des Schilfs. Entsprechend der jeweiligen Anforderungen an diese Parameter wird eine Vogelart nur in bestimmten Schilfflächen Reviere besetzen können (z.B. Leisler 1981). Zahlreiche Studien haben den negativen Effekt von Schilfschnitt bzw. Schilfbränden auf Diversität und Siedlungsdichten schilfbewohnender Vogelarten nachgewiesen (Bauer et al. 1993, Grill und Zwicker 1993, Graveland 1999, Poulin & Levebre 2002, Vadász et al. 2008, Csaba 2009). Der Grund dafür ist die gleichförmige

(Alters-)struktur der Schilfflächen infolge solcher Mahden bzw. Brände. Grüll und Zwicker (1993) beschreiben für den Röhrichtbestand des Neusiedlersees detailliert, wie sich mit fortschreitender Sukzession – vom zweijährigen bis zum mehr als zehnjährigen Bestand – Siedlungsdichten von Teich- (*Acrocephalus scirpaceus*) und Dosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*) sowie des Rohrschwirls (*Locustella luscinioides*) ändern. Eine Studie zu Auswirkungen von durch Naturereignisse „gerodeten“ Schilfflächen auf Brutvögel ist der Autorin bislang nicht bekannt.

Im Rahmen des Schilf- und Wasservogelmonitorings des WWF Österreich an den Augewässern der österreichischen March-Auen wurden in den Jahren 2008 und 2011 die Vogelgemeinschaften an ausgewählten Augewässern erhoben. Ein Hochwasserereignis mit anschließender Eisdeckenbildung im Winter 2010/11 führte dazu, dass große Teile des Schilfröhrichts unter der Last der Eisdecke zusammenbrachen und daher die Schilfflächen im Jahr 2011 nur in begrenztem Maße als Bruthabitat zur Verfügung standen.

In der vorliegenden Analyse wird daher versucht, den Einfluss des natürlichen Zusammenbruchs von Schilfflächen in Folge dieses Eisstoßes auf die Schilf- und Wasservogelarten in der ersten auf die „Katastrophe“ folgenden Brutsaison aufzuzeigen.

2. Untersuchungsgebiet und Methode

Die im Rahmen dieser Studie untersuchten Augewässer liegen im österreichischen Teil der March-Auen zwischen Hohenau a. d. March im Norden und Marchegg-Bahnhof im Süden (Abb. 1). Bei den Erhebungen wurden insgesamt 15 Gewässer mit einer Gesamtgewässerfläche von 33,3 Hektar und einer Gesamtröhrichtfläche von 35,7 Hektar untersucht, wobei ein breites Spektrum unterschiedlicher Augewässertypen (Ausstand, Altbett, Altarm) berücksichtigt wurde.

Hydrologische Verhältnisse im ersten Halbjahr 2011

Nachdem es in der Region ab Mitte Dezember 2010 deutliche Minusgrade mit viel Schneefall (ca. 30-40 cm) gab, führte eine Wärmephase kurz nach Weihnachten zu einem Abschmelzen des Schnees und in Folge zu einem Hochwasser an March und Thaya. Der Pegel bei Angern/March erreichte dabei Ende Dezember eine Hochwasserspitze von knapp über 450 cm (Abb. 2). Anfang Jänner 2011 sorgten sehr kalte Temperaturen dafür, dass das Wasser in der Au fror und sich eine tragfähige Eisdecke ausbildete. Das darauffolgende schnelle Zurückgehen des Hochwassers führte dazu, dass das Eis nach unten absackte und dabei das Schilfröhricht großflächig niederriss. Mitte Jänner sorgten zum Teil extre-

me Niederschlagsmengen dafür, dass ein zweites Hochwasser die March-Thaya-Auen erfasste, wobei die 500cm-Pegelmarke bei Angern/March erreicht wurde. Bei diesem zweiten Hochwasser bildete sich keine neue Eisdecke aus (M. Bierbaumer, schriftl. Mitt. 2011, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, via donau). Den Beobachtungen der Autorin zufolge wurden durch das zweite Hochwasser Teile des zusammengebrochenen Schilfröhrichts weggeschwemmt.

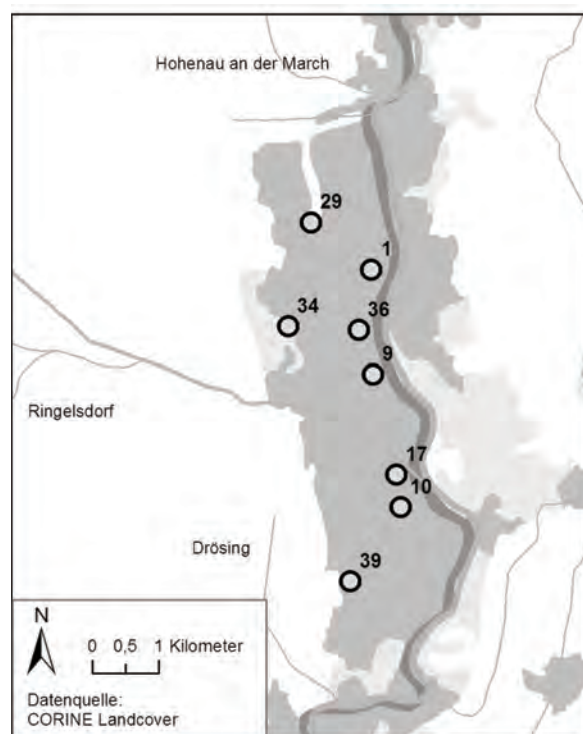


Abb. 1: Untersuchungsflächen in den österreichischen March-Auen. Obere Abb.: nördliche March-Auen; rechte Abb.: mittlere und südliche March-Auen. Dunkelgraue Flächen: Wald; hellgraue Flächen: große Wiesengebiete; Linien: Flüsse und Bäche.

Fig. 1: Study area within Morava-floodplains in Austria.

Left Fig.: northern Morava-floodplains; Fig. above: middle and southern Morava-floodplains. Dark grey areas: forest; light grey areas: large meadows; lines: rivers and streams.



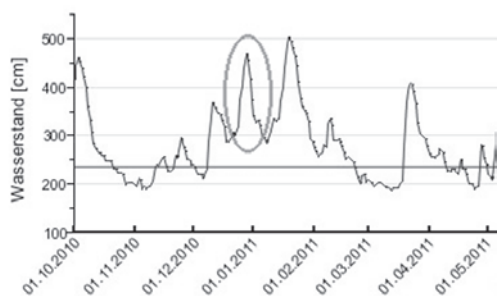


Abb. 2: Wasserganglinie vor bzw. im Untersuchungszeitraum bei Pegel Angern/March. Die dicke Linie markiert das MW. Das rote Oval kennzeichnet das Hochwasser mit anschließender Eisbildung. (Quelle: www.noe.gv.at)

Fig. 2: Hydrograph before and during evaluation period at gauge location Angern/March. The bold line indicates the MW. The red oval indicates the flood with subsequent ice formation. (Source: www.noe.gv.at)

In Folge dieser Hochwässer und auch des sehr hochwasserreichen Jahres 2010 waren die Wasserstandsbedingungen in den March-Auen zu Beginn der Brutsaison 2011 als sehr gut zu betrachten, auch wenn das im Frühling zu erwartende Hochwasser ausblieb und es auch im gesamten Untersuchungszeitraum 2011 zu keinem weiteren Hochwasser mehr kam. Das in der zweiten Aprilhälfte, also zu Beginn der Kartierung, über die Ufer der March tretende Wasser hatte keine großflächige Überschwemmung zur Folge. Senken im Augebiet, welche etwa im Vergleichsjahr 2008 nicht oder nur wenig Wasser führten, waren zu Beginn des Untersuchungszeitraumes gut gefüllt und trockneten erst im Laufe des Maies aus. Von den Untersuchungsflächen fiel nur eine (der Kleine Breitensee) im Juni fast vollständig trocken.

Vogelerfassung

Erfasst wurden alle Vogelarten mit enger Gewässerbindung. Die Erfassung der Wasser- und Schilfvögel erfolgte im Zeitraum zwischen dem 21.04. und 22.06.2011, wobei in den meisten Fällen die gesamte Länge eines Gewässers an drei Terminen abgegangen wurde (Details siehe Strohmaier et al. 2011). Als ornithologische Erfassungsmethode wurde die rationalisierte Revierkartierung nach Bibby et al. (1995) gewählt. Die Zuordnung der Registrierungen zu Revieren erfolgte mit Hilfe der Methodenstandards von Südbeck et al. (2005), welche an die standörtlichen Gegebenheiten der March angepasst wurden (vgl. Strohmaier et al. 2011).

Für die Analyse der Ergebnisse wurde zwischen „Wasservögeln“ (alle Vertreter der Lappentaucher Podicipediformes und Entenvögel Anseriformes sowie Bläshuhn *Fulica atra* und Teichhuhn *Gallinula chloropus*) und „Schilfvögeln“ (Zwergrohrdommel *Ixobrychus minutus*, Wasserralle *Rallus aquaticus*, Tüpfelsumpf-

huhn *Porzana porzana*, Rohrweihe *Circus aeruginosus*, Rohrsänger *Acrocephalus spec.*, Rohrschwirl, Rohrammer *Emberiza schoeniclus*). Die beiden Limikolenarten Kiebitz *Vanellus vanellus* und Flussregenpfeifer *Charadrius dubius* wurden bei den Kartierungen zwar miterfasst, in Folge aber keiner der beiden Gruppen zugeordnet.

Statistische Analysen wurden mit dem Programm Statistica 7.1 (Statsoft, Inc. 2005) durchgeführt.

3. Ergebnisse

Insgesamt konnten im Jahr 2011 im Untersuchungsgebiet 20 Brutvogelarten mit insgesamt 336 Revieren der Gruppen Wasser-, Schilfvögel und Limikolen nachgewiesen werden (genaue Auflistung siehe Anhang I). Die an den Gewässern festgestellte Artenzahl variiert zwischen einer und 14 Arten. Im Mittel (\pm Std.abw.) konnten 5,9 (\pm 4,4) Arten pro Gewässer nachgewiesen werden. Das Tüpfelsumpfhuhn wurde zwar bei einer Begehung erfasst, da aber keine methodisch entsprechenden Erfassungen stattfanden (keine Nachtbegehungen) wurde die Art nicht in die Analysen einbezogen. Sie ist aber sehr wohl im Anhang I angeführt.

Vergleich der Revier- bzw. Artenanzahl zwischen 2008 und 2011

Bei den Gruppen der Schilf- und der Wasservögel kam es – für alle Untersuchungsgewässer zusammenfassend betrachtet – zu teils massiven Rückgängen der Reviere von 2008 auf 2011 (Tab. 1). Bei den Wasservögeln beträgt der Rückgang 32,9 Prozent (Wilcoxon-Test: $Z = 2,8$; $p = 0,005$) und bei den Schilfvögeln 45,8 Prozent ($Z = 2,67$; $p = 0,008$).

Die Anzahl der Wasservogel- und die Schilfvogelreviere an den einzelnen Gewässern unterscheidet sich deutlich zwischen 2008 und 2011 (Reviere gesamt: $Z = 2,61$, $p = 0,009$, Tab. 2). An den Gewässern ging sowohl die Anzahl der Reviere der Wasservögel ($Z = 2,39$, $p = 0,017$) und Schilfvögel ($Z = 2,98$, $p = 0,003$) als auch die Anzahl der Arten der Wasservögel ($Z = 2,47$, $p = 0,013$) und Schilfvögel ($Z = 2,45$, $p = 0,014$) signifikant zurück. Aufgrund der, vor allem im Jahr 2011, geringen Revierzahlen vieler Arten wurde auf eine dahingehende Analyse auf Artniveau verzichtet. Da auch die Limikolen mit nur

Tab. 1: Prozentueller Rückgang der Reviere von Wasser- und Schilfvögel von 2008 auf 2011 an den untersuchten Gewässern
Tab. 1: Percentage decline in territories of water- and reed bed birds from 2008 to 2011 at the surveyed backwaters.)

Jahr	Wasservögel	Schilfvögel
2008	228	273
2011	153	148
Rückgang (%)	-32,9	-45,8

Tab. 3: Rückgang der Reviere und Arten von Wasser-, Schilfvogel- und Limikolenarten von 2008 auf 2011 an den untersuchten Gewässern der March-Auen in Prozent. Eine Zunahme wird als + bzw. ++ gekennzeichnet. 0: gleichbleibende Revieranzahl; *: 2008: 1 Revier, 2011: null Reviere; ++: 2008: null Reviere bzw. Arten, 2011: ein Revier bzw. eine Art; ++: Zunahme der Revieranzahl bzw. der Artenzahl von 2008 auf 2011; >1 Tab. 3: Percentage decline of territories and species of water birds, reed bed birds and waders from 2008 to 2011 at surveyed backwaters at Morava flood-plains. An increase is marked by + or ++. 0: consistent number of territories; *: 2008 one territory, 2011: zero territories; ++: 2008: zero territories or species, 2011: one territory or species; ++: increase of number of territories or species from 2008 to 2011: >1

Gewässer Nr.	Gewässer / Art	Zwergtaucher <i>Tachybaptus ruficollis</i>	Höckerschwan <i>Cygnus olor</i>	Graugans <i>Anser anser</i>	Schnatterente <i>Anas strepera</i>	Krickente <i>Anas crecca</i>	Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	Stockente <i>Anas platyrhynchos</i> (Max. Anz.)	Knaikente <i>Anas querquedula</i>	Tafelente <i>Aythya ferina</i>	Teichhuhn <i>Gallinula chloropus</i>	Blässhuhn <i>Fulica atra</i>	Flussregenpfeifer <i>Charadrius dubius</i>	Kiebitz <i>Vanellus vanellus</i>	Wasserralle <i>Rallus aquaticus</i>	Rohrweihe <i>Circus aeruginosus</i>	Schilfrohrsänger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>	Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Drosselrohrsänger <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Rohrschwirl <i>Locustella luscinoides</i>	Rohrammer <i>Emberiza schoenicus</i>	Zwergrohrdommel <i>Botaurus stellaris</i>	Abnahme der Arten/Gewässer	Abnahme der Reviere/Gewässer	Abnahme der Reviere/Gewässer (inkl. max. Anzahl Stockente)		
1	Ausstand XVIa - Riesing		-50 -100*			-80 -84 -100*																		-50	-63	-77		
9	Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	-100	0 -100			-67 -60		-100	0 -33							-25	-33	-100						-30	-46	-46		
10	Großer Beitzsee	-20 -100*	-89 -100			0 -50 -100*	-100*	0	-29						-40 -100*	-57	-56 ++	0	-100					-38	-43	-45		
11	Großer Engelbrecht	-75 -100*	-71 ++			-56 -65 -100*			+	-70					-100	-21	-50 -100	-62	-50	-33	-100*			-21	-55	-56		
13	Kleiner Breitensee		++ -67			++ ++ +				-100	0 ++					-100	-100*	-100*	-100*	0				-27	++	++		
17	Flachensee (Kleiner Beitzsee)					+ +						+					-100			+	+			++	++	++		
22	Eisenbahnerteich					-100 -100						-50													-50	-75	-80	
23	Skodateich		-100* -100*			0 0 -100					-40						0 -100*				-100*				-63	-57	-53	
24	Hufeisenteich																				+				+	+	+	
29	Altsee		-100* -100*			-33 -79		0 -33								-100	-100*	-100*							-63	-67	-77	
34	Schwarzawa - Große Wiesen - N	-100	0			0 -17		0 0 0				-33	0 -33	-88	-40	0	-38	-46							-7	-33	-33	
36	Pommersee S Schrankenallee		-50			+ -50					-100*					0 -100*	-100				-100*				-57	-47	-55	
39	Röhringsee	-33	0 -19 -100*	100*		0 -40				-50 -56			-50 -17	-100*	0	-100*	-71	0	-67	0					-24	-30	-31	
47	Hechtensee					-60 -63				-100*						-25 -100*	-100	-100	0	-83						-50	-70	-69
48	Hechtensee - Altbett		-100*			-33 -22										-86 -75			-100*	-100						-50	-74	-65
Abnahme der Reviere/Art		-57	-75	-13	-73	-100*	-17	-47	-80	-75	-10	-44	0	++	-45	-67	-36	-63	-70	-24	-45	-43	-100*		-38	-41		

zwei Arten an nur zwei Gewässern in den beiden Untersuchungsjahren vertreten waren, war auch hier kein Wilcoxon-Test durchführbar.

Beim Vergleich der einzelnen Gewässer hinsichtlich des Vorkommens bzw. Fehlens einzelner Vogelarten zwischen 2008 und 2011 zeigte sich, dass lediglich beim Teichrohrsänger 2011 ein signifikanter Rückgang an besetzten Gewässern feststellbar war (p = 0,013), bei der Schnatterente ist ein ähnlicher, jedoch statistisch nicht signifikanter Trend erkennbar (p = 0,054). Alle

Tab. 2: Paarweiser Vergleich der Gewässer (N = 15) mittels des Wilcoxon-Testverfahrens hinsichtlich der Anzahl der Reviere bzw. der Arten der Gruppen Schilfvögel und Wasservögel zwischen 2008 und 2011. *: p < 0,05; **: p < 0,01. --: kein Testverfahren möglich.

Tab. 2: Comparison of pairs of backwaters (N = 15) by the Wilcoxon-test procedure concerning number of territories and species of groups of reed bed- and water birds between 2008 and 2011. *: p < 0,05; **: p < 0,01. --: testing procedure not feasible.

Vogelart bzw. Gruppe	Statistik
Wasservögel - Arten	Z = 2,47, p = 0,013 *
Wasservögel - Reviere	Z = 2,39, p = 0,017 *
Limikolen - Arten	--
Limikolen - Reviere	--
Schilfvögel - Arten	Z = 2,45, p = 0,014 *
Schilfvögel - Reviere	Z = 2,98, p = 0,003 **
Reviere gesamt	Z = 2,61, p = 0,009**

anderen Arten besetzten 2011 mehr oder weniger alle auch 2008 besetzen Gewässer mit zumindest einem Revier wieder (Tab. 3).

Die für die March-Thaya Auen insgesamt seltenen Brutvögel Krickente und Zwergrohrdommel waren im Jahr 2011 (im Gegensatz zu 2008) nicht als mögliche Brutvögel feststellbar, dafür konnte 2011 das Tüpfelsumpfhuhn an einem Gewässer, dem Röhringsee, nachgewiesen werden. Ansonsten wurden im gesamten Untersuchungsgebiet alle Arten von 2008 auch im Jahr 2011 wieder nachgewiesen, auch wenn es an den meisten Gewässern zu starken Rückgängen kam (Tab. 3). Gewässer, welche im Offenland liegen, wiesen die geringsten Artenrückgänge auf (Schwarzawa bei den Großen Wiesen Nord: -7% mit nur einer Art, Röhringsee: -24%, Kleiner Breitensee: -27%, Großer Engelbrecht: -21%).

In Summe beträgt der Rückgang aller Reviere an allen Untersuchungsgewässern der March-Auen 38 Prozent. Der Röhringsee und die Schwarzawa bei den Großen Wiesen Nord haben mit etwa minus 30 bzw. minus 33 Prozent die geringsten Gesamtrevierrückgänge zu verzeichnen. Auch der Große Beitzsee und der Zistersdorfer Pommer haben im Vergleich zu den anderen Gewässern mit minus 43 bzw. 46 Prozent etwas weniger Verluste. An drei Gewässern kam es sogar zu Revierzunahmen. Am Flachensee, an welchem 2008 nur der Teichrohrsän-

ger mit drei Revieren nachgewiesen wurde, konnten im Jahr 2011 fünf Arten mit je einem Revier festgestellt werden. Am Hufeisenteich, an dem im Rahmen der bisherigen Untersuchungen noch nie ein Revier einer Art nachgewiesen werden konnte, wurde ein Drosselrohrsängerrevier festgestellt. Der Kleine Breitensee konnte, insbesondere aufgrund der starken Zunahme von Graugans- und Stockentenrevieren, eine Gesamtzunahme an Revieren verzeichnen. Während es am Kleinen Breitensee 2008 in Summe 24 Reviere waren, waren es im Jahr 2011 46 Reviere. Besonders stark war der Rückgang an Revieren an den Gewässern Eisenbahnerteich (-75%), Hechtensee (-70%), Hechtensee-Altbett (-74%) und – wie oben bereits angeführt – am Altsee (-67%). Am Großen Engelbrecht konnten im Jahr 2011 55 Prozent weniger Reviere und am Skodateich 57 Prozent weniger Reviere nachgewiesen werden.

Der Höckerschwan konnte 2011 nur mehr an einem der vier im Jahr 2008 besetzten Gewässer festgestellt werden, ebenso wie die Knäkente nur mehr an einem von fünf, die Tafelente an einem von drei und die Rohrweihe an einem von drei im Jahr 2008 besetzten Gewässern im Jahr 2011 nachgewiesen wurden. Von den Wasservögeln hatte auch die Schnatterente mit minus 73 Prozent recht starke Rückgänge hinsichtlich der Revierzahl bzw. der besetzten Gewässer zu verzeichnen. Die Anzahl der Reviere des Zwergtauchers ging 2011 um 57 Prozent und die des Blässhuhns um 44 Prozent zurück, während die Revieranzahl des Teichhuhns nur um 10 Prozent abnahm. Auch die Revierzahlen der Stockente und der Graugans nahmen mit minus 17 Prozent bzw. minus 13 Prozent nur unwesentlich seit 2008 ab. Die Limikolenreviere (Flussregenpfeifer, Kiebitz) nahmen 2011 nicht ab, sondern legten im Fall des Kiebitz sogar zu. Am Röhrlingsee wurde 2011 zwar nur eines der zwei im Jahr 2008 vom Kiebitz besetzten Reviere nachgewiesen, dafür konnte die Art 2011 am Kleinen Breitensee 12 Reviere besetzen, während es im Jahr 2008 nur vier waren. Das einzige Revier des Flussregenpfeifers am Kleinen Breitensee im Jahr 2008 konnte auch 2011 wieder besetzt werden. Von den Schilfvögeln erlitt besonders der Teichrohrsänger mit minus 70 Prozent große Verluste in der Revierzahl. Auch der Sumpfrohrsänger ging stark zurück (-63%). Die Reviere der Wasserralle und des Rohrschwirls gingen 2011 um jeweils 45 Prozent, die der Rohrammer um 43 Prozent zurück. Lediglich die Arten Schilfrohrsänger und Drosselrohrsänger weisen mit minus 36 Prozent bzw. minus 24 Prozent nicht so große Rückgänge wie die anderen Schilfvögel auf. Auffällig ist, dass der Drosselrohrsänger im Jahr 2011 an einem Gewässer, dem Großen Beitsee, mit fünf besetzten Revieren mehr Reviere besetzen konnte als im Jahr 2008.

4. Diskussion

Die Hochwasserereignisse im Winter 2010/11 führten zu einem starken Rückgang der Dichten (Anzahl der Reviere) von Schilf- und Wasservögeln. An den meisten Gewässern war auch ein starker Rückgang der Artenzahl zu erkennen. Als Ursache dafür kann das Dezemberhochwasser mit anschließender Eisbildung und das darauffolgende rasche Zurückgehen der Wasserstände angenommen werden. Das rasche Absinken des Wasserspiegels unter der bestehenden Eisdecke führte dazu, dass der überwiegende Teil des Schilfröhrichts zusammen mit der Eisdecke einbrach. In weiterer Folge bildete sich eine dichte bodennahe Schicht von toten Schilfhalmern. Im Gegensatz zu einer nach allen Richtungen weisenden lockeren Knickschicht eines altersgemischten Schilfbestandes stellt diese dichte Schicht von Schilfbruchmaterial für viele Schilfvögel kein hochwertiges Habitats-element dar. Das zweite Hochwasser Mitte Jänner 2011 dürfte mit dem Phänomen nicht mehr in Zusammenhang stehen, da zu diesem Zeitpunkt kein Schnee oder Eis mehr vorhanden war. Vielmehr dürfte das zweite Hochwasser dafür gesorgt haben, dass Teile des zusammengebrochenen Schilfes wieder fortgeschwemmt wurden. Dieser Umstand wird als positiv für die Regeneration des Schilfröhrichts erachtet. Fakt bleibt aber, dass das Schilf erst ab etwa Mitte Mai eine Dichte und Höhe erreicht hatte, die es manchen Arten ermöglichte, Reviere zu besetzen bzw. mit der Nestanlage zu beginnen. Davor, im April, waren an den meisten Gewässern nur einzelne Schilfhalm bzw. Horste aus den Vorjahren vorzufinden. Weitgehend flächige, aber dennoch sehr lückige Schilfflächen waren nur an den Augewässern Großer Beitsee, Flachensee, Hufeisenteich und Röhrlingsee vorhanden. Diese Gewässer, liegen alle landseitig des Hochwasserschutzdammes und wurden somit nicht von der Hochwasserwelle erfasst. Dennoch ist bemerkenswert, dass auch diese Gewässer augenscheinlich einen vergleichsweise lückigeren Röhrichtbestand aufwiesen als noch 2008 und die Schilfflächen eher horstig aufgelöst waren. Unter den landseitig des Dammes gelegenen Gewässern schienen zwei, nämlich der Röhrlingsee sowie der Hufeisenteich, im Frühjahr 2011 am wenigsten von den Folgen des Hochwassers beeinträchtigt. Der Röhrlingsee liegt mit knapp 900 Metern am weitesten vom durch den Damm künstlich abgegrenzten Überschwemmungsgebiet entfernt.

Für den im Jahr 2011 recht gut erhaltenen Schilfgürtel des Hufeisenteichs kann die Autorin keine plausible Erklärung geben, außer dass an dieser Stelle des Hochwasserschutzdammes die Grundwasserdurchlässigkeit möglicherweise nicht ausreichend gegeben ist. Anhand der Fotos, welche die Situation an einigen Gewässern im Frühjahr 2011 und im Vergleich die Situation im Herbst



Abb. 3: Großer Engelbrecht am 27. April 2011 (links) und am 07. November 2011 (rechts), Blick nach Norden (Fotos: B. Strohmaier).
Fig. 3: „Großer Engelbrecht“ on 27. 04. 2011 (left) and on 07. 11. 2011 (right), looking north (Fotos: B. Strohmaier).



Abb. 4: Hechtensee Altbett am 27. April 2011 (links) und am 07. November 2011 (rechts), Blick nach Nordost (Fotos: B. Strohmaier).
Abb. 4: „Hechtensee Altbett“ on 27. 04. 2011 (left) and on 07. 11. 2011 (right), looking northeast (Fotos: B. Strohmaier).



Abb. 5: Großer Beitzsee am 17. Mai 2011(links) und am 07. November 2011 (rechts), Blick nach Nord (Fotos: B. Strohmaier).
Fig. 5: „Großer Beitzsee“ on 17. 05. 2011(left) and on 07. 11. 2011 (right), looking north (Fotos: B. Strohmaier).



Abb. 6: Große Wiesen am 20. April 2011(links) und am 07. November 2011 (rechts), Blick nach Südwest (Fotos: B. Strohmaier).
Fig. 6: „Große Wiesen“ on 20. 04. 2011(left) and on 07. 11. 2011 (right), looking southwest (Fotos: B. Strohmaier).

2011 zeigen, wird das fast vollständige Fehlen des Schilfröhrchts an einigen Gewässern veranschaulicht (Abbildungen 3 bis 6).

Die Artenzahl der Wasser- und Schilfvögel nahm an jenen Gewässern, welche überwiegend im Wald liegen, eine starke Beschattung aufweisen und dadurch eine gering ausgebildete Röhrlichtzone haben (siehe Strohmaier 2013), am stärksten ab. Die ohnehin kleinflächigen Röhrlichtbestände der im Wald liegenden Augewässer bestanden im Jahr 2011 ausschließlich aus Jungschilf und waren entsprechend wenig strukturiert. Diese Gewässer waren für Schilfvogelarten daher nicht attraktiv. Offenbar bot die Vegetation an jenen Gewässern zu Beginn der Brutsaison auch vielen Wasservogelarten zu wenig Deckung, da viele dieser Augewässer im Jahr 2011 auch von Wasservogelarten nur in geringerem Ausmaß besiedelt wurden. Da Gewässer des Offenlandes in den March-Thaya-Auen tendenziell mehr Arten aufweisen als jene im Auwald (Strohmaier et al. 2013) fällt das Verschwinden von Arten an Auwaldgewässern wesentlich stärker ins Gewicht. Generell kann angenommen werden, dass der Rückgang der Arten sowie der Dichten vor allem damit erklärt werden kann, dass die Wasservögel lange kein bzw. ein deutlich verringertes Deckungsangebot vorfanden. Für Schilfvögel war geeigneter Lebensraum lange nicht bzw. unzureichend verfügbar.

Graugans

Der geringe Rückgang der Graugans lässt sich vermutlich mit der Erhebungsmethode erklären. Wie auch bei früheren Erhebungen wurden alle Paare, wachende und warnende ♂, sowie Junge führende Vögel gezählt, um eine Maximalanzahl an Revieren zu ermitteln. Dies hat den Grund, dass gerade bei Gänsen der Nichtbrüteranteil sehr hoch sein kann (> 50 % laut Südbeck et al. 2005). Die spezielle Situation an den Augewässern der March kann jedoch dazu führen, dass bei erneuten Überschwemmungen in der Brutzeit Paare „nachträglich“ zu brüten beginnen (Zuna-Kratky T., mündl. Mitt.). Im Vergleich zur mit der ähnlichen Methode erhobenen Stockente verringerte sich aber die Gesamtzahl der Graugänse an den Untersuchungsgewässern nur unerheblich. Die Autorin verglich zudem die Anzahl der erfolgreichen Bruten anhand der Nachweise jungführender Vögel der Jahre 2008 und 2011. Das Ergebnis überrascht: Im Jahr 2008 konnten neun Graugansfamilien, 2011 sogar 13 Graugansfamilien an den Untersuchungsgewässern nachgewiesen werden. Graugänse fangen bereits im Februar/März mit der Brut an, wenn das junge Grün meist ohnehin erst wenig entwickelt ist und wenig Schutz bietet. Die Art nutzt dann kleinere lichte Schilfbestände oder schütter bewachsene Flächen im alten Röhrlicht (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1968). Da die Schilfflächen früh im Jahr 2011 – wenn vorhanden –

diesen Mindest-Anforderungen entsprachen, waren Graugänse nur an wenigen Gewässern negativ vom Zusammenbruch des Röhrlichts betroffen.

Schnatterente

Die Schnatterente konnte 2011 nur mehr an einem der sieben im Jahr 2008 besiedelten Gewässern nachgewiesen werden. Jedoch wurde 2011 ein anderes Gewässer mit zwei Paaren besiedelt, nämlich der Große Engelbrecht. Zwar ist bekannt, dass die Art auf dicht bewachsene Standorte als Brutplatz angewiesen ist, jedoch ist in der Literatur die Bevorzugung von krautigen und grasigen Standorten beschrieben (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1968, Dvorak et al. 1994). Strohmaier et al. (2013) kommen aber zum dem Ergebnis, dass in den March-Auen eher die Größe der Wasserfläche als die Größe der Schilffläche ausschlaggebend für das Vorkommen der Schnatterente an einem Gewässer ist. Der Rückgang muss daher andere, noch nicht bekannte, Ursachen haben.

Teichhuhn und Blässhuhn

Während die Blässhuhnreviere 2011 um 47 Prozent abnahmen, war das Teichhuhn lediglich am Röhringsee mit zwei Revieren weniger vertreten als noch im Jahr 2008 und konnte ansonsten an allen Gewässern mit der gleichen Zahl an Revieren wie 2008 wieder nachgewiesen werden. Am Großen Engelbrecht wurde die Art 2011, jedoch nicht 2008, nachgewiesen. Im Unterschied zum Blässhuhn bevorzugt das Teichhuhn nicht reine Schilf- oder Rohrkolben-Bestände, sondern die dichte Vegetation landwärts liegender Sukzessionsflächen der Seggenrieder (Glutz v. Blotzheim et al. 1973). Das Teichhuhn konnte deshalb, ungeachtet des fehlenden Röhrlichts, beinahe alle Reviere des Jahres 2008 wieder besetzen.

Teichrohrsänger und Drosselrohrsänger

Besonders auffällig ist der massive Rückgang des Teichrohrsängers und der auffallend geringe Rückgang des Drosselrohrsängers. Dieser Umstand ist insofern bemerkenswert, als bekannt ist, dass sich die Nischen beider Arten im Lebensraum Schilfröhrlicht überschneiden können (Beier 1981, Leisler 1981, Hoi et al. 1991). Beide Arten sind stärker als andere Rohrsängerarten auf das Vorhandensein vertikaler Strukturen angewiesen, meiden Schilfflächen mit zu starker Verfilzung und nehmen entlang des Habitatgradienten von Wasser zu Land die feuchtesten Stellen ein, auch wenn der Teichrohrsänger in seltenen Fällen auch trockene Schilfflächen besiedelt (Leisler 1981, Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991, Bauer et al. 1993). In der Literatur wird dem Teichrohrsänger jedoch eine Bevorzugung hoher Halmdichten – insbesondere in den unteren Vegetationsschichten – zugesprochen, während der Drosselrohrsänger lichte, lückige und buchtenreiche Bestände als Bruthabitat wählt (Leisler 1981,

Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991, Grüll & Zwicker 1993, Bauer et al. 1993, Dvorak et al. 1997). Einzig Hund & Morike (1993) beschreiben für den Teichrohrsänger für das Wollmatinger Ried am Bodensee eine Bevorzugung von in „Horste“ gegliederte Schilfstreifen, die den Eindruck lockeren Schilfs mit einzelnen Verdichtungen machen, gegenüber dichtem, uniform gewachsenem Schilf.

Nun waren im April – wo vorhanden – die Schilfflächen entweder horstig aufgelöst oder es waren nur einzelne Schilfhalme aus den Vorjahren vorhanden, während das diesjährige Schilf noch sehr niedrig war (siehe Abb. 3 bis 6). Die Autorin konnte beobachten, dass der Drosselrohrsänger in dieser Zeit Bäumchen oder Sträucher als Singwarten nutzte und somit bereits Reviere besetzen konnte, als noch keine ausreichend hohen Schilfhalme für die Anlage von Nestern vorhanden waren. Da aber im Rahmen der Erhebung keine gezielte Nestersuche stattfand, kann keine Aussage getroffen werden, ob eine Anlage von Nestern an diesjährigen Schilfhalmen erfolgte. Trotz der für die Rohrsänger insgesamt schwierigen Situation im Jahr 2011, scheint die aufgelockerte Situation des Schilfröhrichts den Ansprüchen des Drosselrohrsängers in vielen Fällen in gewisser Weise entgegen gekommen zu sein. So hat die Art 2008 den Großen Beitzsee mit nur einem, 2011 aber mit fünf Revieren besetzt. Auch am Hufeisenteich, einem kleinen Gewässer direkt an der Nordbahn außerhalb des Hochwasserschutzdammes, konnte 2011 ein Revier nachgewiesen werden, wo 2008 keines festgestellt wurde. Am Röhrlingsee und an der Schwarzawa auf den nördlichen Großen Wiesen blieb der Bestand gleich. Es scheint auch die Tatsache tragend zu werden, dass der Drosselrohrsänger als Pionierart früher Altersstadien des Schilfes angesehen werden kann (Grüll & Zwicker 1993).

Der Teichrohrsänger konnte im April an noch niederwüchsigen reinen diesjährigen Beständen nicht nachgewiesen werden, sondern nur an Stellen, an denen „Altschilf-Reste“ vorhanden waren. In der Literatur ist beschrieben, dass der Teichrohrsänger Altschilfbestände bevorzugt besiedelt, reine Jungschilfbestände, auch für Spätbruten, aber eher meidet (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991, Grüll & Zwicker 1993, Schulze-Hagen 1993). Auch Anfang Mai waren in den March-Auen die Schilfflächen für eine Brut des Teichrohrsängers demnach nicht geeignet, zumal die Art Schilfflächen erst ab einer Höhe von 80 cm besiedelt (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991). So konnten von den im Jahr 2011 insgesamt 14 festgestellten singenden Teichrohrsängern (im Jahr 2008 waren es 47) erst sechs Reviere im zweiten Kartierdurchgang (11. bis 19. Mai) nachgewiesen werden. Im Gegensatz dazu waren von den insgesamt 22 (im Jahr 2008: 29) nachgewiesenen Drosselrohrsängerrevieren im gleichen Erhebungszeitraum bereits 15 Reviere besetzt.

Die im Jahr 2011 geringe Gesamtfläche an Altschilf stellte insgesamt einen limitierenden Faktor für beide Arten dar, sodass der Druck hinsichtlich der intra- und interspezifischen Konkurrenz in diesem Jahr vermutlich groß war. Sowohl der Drossel- als auch der Teichrohrsänger können jedoch auch kleinste Schilfflächen besiedeln. So gibt Schneider (1993) für den Teichrohrsänger 10 bis 20 m² an, und auch für den Drosselrohrsänger reichen kleine Schilfflächen zur Besiedlung aus, solange das Nahrungsangebot in der Umgebung (Sträucher und Laubbäume) ausreichend ist (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991). Hoi et al. (1991) und Laußmann & Leisler (2001) beschreiben, dass in Röhrichtflächen, in denen beide Arten ein geeignetes Habitat vorfinden, der Drosselrohrsänger in der interspezifischen Konkurrenz als die dominante Art hervorgeht. Es kann also durchaus vermutet werden, dass die interspezifische Konkurrenz zwischen Teichrohrsänger und Drosselrohrsänger dafür mitverantwortlich war, dass der Teichrohrsänger im Jahr 2011 von allen Schilfvogelarten den stärksten Rückgang hinsichtlich der Revieranzahl zu verzeichnen hatte.

Die beiden Arten werden andererseits oft auch als Beispiel für die Bedeutung der zeitlichen Einnischung zur Vermeidung interspezifischer Konkurrenz angeführt. Laußmann & Leisler (2001) beschreiben, dass am Neusiedlersee der Teichrohrsänger etwas früher im Brutgebiet ankommt (zwischen Mitte und Ende April) als der Drosselrohrsänger. Hoi et al. (1991) und Laußmann & Leisler (2001) berichten, dass der Teichrohrsänger Anfang Mai mit der Brut beginnt, während der Drosselrohrsänger ab Mitte Mai das Brutgeschäft startet, während Beier (1981) und Leisler (1989) angeben, dass der Teichrohrsänger erst mit Mitte Juni, später als der Drosselrohrsänger, zu brüten beginnt.

In Situationen, wo sich die Reviere beider Arten überschneiden, werden die Nester des Teichrohrsängers in den meisten Fällen durch den Drosselrohrsänger zerstört bzw. verlagert der Teichrohrsänger den Beginn des Brutgeschäftes in den Juni, wenn das Brutgeschäft des Drosselrohrsängers bereits fortgeschritten ist. Zu diesem Zeitpunkt nimmt die Aggressivität des Drosselrohrsängers gegenüber dem Teichrohrsänger ab (Beier 1981, Hoi et al. 1991). Zusammengefasst kann also angenommen werden, dass im vorliegenden Fall der Teichrohrsänger im Jahr 2011 insgesamt wenige geeignete Schilfflächen vorfand und er darüber hinaus in der Konkurrenz um geeignete Habitate dem dominanten Drosselrohrsänger unterlag.

Schilfrohrsänger und Sumpfrohrsänger

Diese beiden Arten werden gemeinsam diskutiert, da auch ihre Habitate sich überlappen können (Leisler 1981). Beide Arten finden sich entlang des Habitatgradienten von Wasser zu Land am landseitigen Ende,

wobei der Sumpfrohrsänger die trockensten Bereiche einnimmt. Jedoch benötigt der Schilfrohrsänger einen dichten Unterwuchs, während der Sumpfrohrsänger einen lückigen, krautigen Unterwuchs bevorzugt. Beide Arten benötigen aufrechte, den Unterwuchs überragende Strukturen, die im Falle des Sumpfrohrsängers ebenso Hochstauden wie hohe Schilfbestände sein können (Leisler 1981, Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991). Beobachtungen während der Brutsaison 2011 weisen darauf hin, dass der Schilfrohrsänger reine Jungschilfflächen mied und jene Flächen bevorzugte, welche noch Altschilfhalm aus den Vorjahren im Bestand aufwies.

Wie auch bei den sich in der Habitatwahl überlappenden Arten Teichrohrsänger und Drosselrohrsänger fällt auf, dass der Schilfrohrsänger wesentlich geringere Rückgänge in der Revierzahl aufwies, als der Sumpfrohrsänger. Es kann vermutet werden, dass dies u. a. wiederum mit der zeitlich versetzten Ankunftszeit im Brutgebiet und den daraus entstehenden Dominanzbeziehungen zu tun hat (Leisler 1981). So erreicht der Sumpfrohrsänger mit durchschnittlich Mitte Mai sehr viel später das Brutgebiet als der Schilfrohrsänger (Bauer et al. 2005). Zudem kam der Sumpfrohrsänger 2011 in Mitteleuropa wesentlich später als üblich an. Grund dafür war ein lange andauerndes Tiefdruckgebiet in Südosteuropa und Hochdruckgebiet in Mitteleuropa im April und Mai, welche den aus südöstlicher Richtung heranziehenden Arten, zu welchen der Sumpfrohrsänger zählt, starken Nordwind bescherte und somit die Ankunft verzögerte (Fabienne Muriset, schrift. Mitt. 2011).

Die eingeschränkte Habitatverfügbarkeit im Schilfröhricht und die infolgedessen verstärkte interspezifische Konkurrenz verhinderte 2011 vermutlich, dass der Sumpfrohrsänger geeignete Schilfhabitats besetzen konnte. Da aber Schilf bei der Wahl des Brutplatzes nicht den wichtigsten Habitatfaktor darstellt, sondern die Art vielmehr Hochstaudenfluren in feuchten Lagen bevorzugt (Leisler 1981, Saino 1989, Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991, Bauer et al. 1993), können die Gründe des Rückganges dieser Art mit den vorliegenden Daten nicht eindeutig erklärt werden.

Rohrschwirlger

Grüll & Zwicker (1993) nennen den Rohrschwirl einen „Altschilfspezialisten“, da er eine ausgeprägte Knickschicht benötigt, welche erst ab etwa fünf Jahre altem Schilf zu finden ist und erst in etwa zehn Jahre altem Schilfbeständen stark ausgeprägt ist. Dvorak et al. (1997) geben in einer anderen Untersuchung für den Neusiedlersee jedoch an, dass die Art auch vitalere, starkhalmigere Bestände ohne nennenswerte Knickschicht in zum Teil hohen Dichten besiedeln kann, Jungschilfflächen jedoch nicht besiedelt werden. Möglicherweise ist die Art – was die Ausprägung der Knickschicht und das

Alter des Schilfröhrichts anbelangt – auch in den March-Auen sehr flexibel. Nach dem Zusammenbruch des Röhrichts im Winter 2010/11 blieb keine lockere Knickschicht, sondern eher eine dichte Schicht toter Halme zurück (sofern sie nicht überhaupt fortgeschwemmt wurde). Mit minus 45 Prozent ist der Rückgang für einen vorgebliehen Altschilfspezialisten nicht so groß, wie zu erwarten gewesen wäre. Hinzu kommt, dass der Rohrschwirl Großseggenrieder, die mit Schilf oder Rohrkolben durchwachsen sind, gegenüber reinen Schilfbeständen bevorzugt (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991, Aebischer et al. 1996, Neto 2006).

Rohrhammer

Die Rohrhammer brütet meist in randlichen Bereichen des Schilfröhrichts gegen Großseggenrieder oder Feuchtwiesen, aber auch in wasserseitigen Randstrukturen. Sie meidet geschlossene, einförmige und einschichtige Schilfflächen (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1991, Dvorak et al. 1997). Glutz v. Blotzheim und Bauer (1991) beschreiben für die Rohrhammer, dass für diese zwar kümmerndes, schütteres Schilf als Habitat suboptimal ist, jedoch auch, dass Nassflächen sowie Streuwiesen mit niedriger Krautschicht bei eingestreuten Schilfhalm, „halm“bildenden Stauden, Büschen oder Bäumchen auch als Habitat „akzeptiert“ werden. Die Autorin konnte in der beginnenden Brutsaison mit noch kaum vorhandenem Schilf in der Tat die Rohrhammer vorwiegend an jenen Gewässern beobachten, deren Ufer in Feuchtwiesen übergehen und einzelne stehen gebliebene Schilfhalm aufwies, wie am Röhringsee oder am Großen Engelbrecht. Auf den Großen Wiesen Nord und am Hechtensee, die diese Kriterien auch erfüllt hätten, ging die Art dennoch um 46 bzw. sogar 83 Prozent zurück. Die Ursachen für diese unterschiedlichen Entwicklungen können mit den vorliegenden Daten nicht erklärt werden.

Resümee

Auch wenn der Einfluss eines Winterhochwassers mit Ausbildung einer Eisdecke, unter welcher das Röhricht zusammenbricht, nicht gänzlich mit den Einflüssen von Brand oder Winterschnitt gleich zu setzen ist, lassen sich die Auswirkungen doch vergleichen. Bauer et al. (1993) beschreiben für das Wollmatinger Ried, dass sich nach einem Brand die ursprüngliche Knickschicht und die dazugehörige Vogelfauna sich erst nach vier bis fünf Jahren wieder einstellte. Auch abgemähte Schilfflächen wurden im auf die Mahd folgenden Jahr von Rohrsängern nicht angenommen. Zu sehr ähnlichen Ergebnissen gelangt auch Csaba für den Kolon-See und den ungarischen Teil des Neusiedlersees (Csaba 2009). Im Gegensatz dazu fielen an den March-Auen 2011 an keinem der Augewässer die Rohrsänger bzw. röhrichtbewohnenden Singvogelarten gänzlich aus, auch nicht an Gewässern

bzw. Gewässerstellen, an denen kein einziger Altschilfhalm stehen geblieben war.

Was die Vogelgemeinschaft der Augewässer betrifft, sind solche „katastrophalen“ Ereignisse zu begrüßen. Das neu gewachsene Schilf bildet anfänglich zwar eine mehr oder weniger einförmige Röhrichthfläche ohne nennenswerte Knickschicht, die in den ersten Jahren nur von wenigen Arten und Individuen besiedelt werden kann, dennoch überwiegen langfristig die positiven Habitateffekte. Die naturnahen Gewässer der March-Auen leiden unter der in Folge der Hochwasserschutzmaßnahmen verminderten Auendynamik. „Katastrophale“ Eisstöße, wie sie hier beschrieben wurden, bremsen die stattfindende Verlandung der Augengewässer, zumindest was die Sukzession des Schilfröhrichtht anlangt, ein. Ohne derartige Ereignisse würde das Schilf überaltern und bald nur mehr wenigen Vogelarten als Habitat dienen können.

Danksagung

Ich danke dem Auftraggeber WWF Österreich für die Finanzierung dieser Studie. Der Stiftung Fürst Liechtenstein sowie der Waldgenossenschaft Drösing möchte ich für die Erlaubnis, die Erhebungen im Gebiet des Fürstenwaldes bzw. im Drösender Wald durchführen zu können, danken. Herrn Dr. Christian H. Schulze sei für hilfreiche Anregungen bei der statistischen Auswertung gedankt. Bei Herrn Hans-Martin Berg möchte ich mich herzlich für die Unterstützung bei der Beschaffung der Literatur aus dem Bibliotheksbestand der Vogelsammlung des Naturhistorischen Museums bedanken.

Zusammenfassung

Im Jahr 2011 fand im Rahmen des Schilf- und Wasservogelmonitorings an den Augewässern der österreichischen March-Auen eine Erhebung der Vogelgemeinschaft an 15 Gewässern statt. Ein Hochwasserereignis mit anschließender Eisdeckenbildung im Winter 2010/11 führte jedoch dazu, dass große Teile des Schilfröhrichthts unter der Last der Eisdecke zusammenbrachen und daher der Lebensraum Schilf im Jahr 2011 in nur begrenztem Maße für die Brutvögel der Augewässer zur Verfügung stand. Sowohl bei den Wasser- als auch bei den Schilfvögeln kam es aufgrund des an vielen Gewässern beinahe gänzlich fehlenden Altschilfes und erst langsam aufkommenden Jungschilfes zu teils großen Rückgängen in den Revierzahlen. Verglichen mit der zuletzt im Jahr 2008 durchgeführten Erhebung beträgt der insgesamt Rückgang der Wasservogelreviere 32,9 Prozent und der Schilfvogelreviere 45,8 Prozent. Die Artendiversität der Wasser- und Schilfvögel nahm an den Gewässern zum Teil stark ab. Besonders negativ betroffen waren die Arten Teichrohrsänger und Sumpfrohrsänger, während der Drosselrohrsänger einen im Vergleich geringen Rückgang aufwies. Die geringsten

Artenrückgänge hatten jene Gewässer zu verzeichnen, welche im Offenland und an Feuchtwiesen angrenzend liegen. Flächige, aber dennoch sehr lückige Schilfflächen blieben nur an jenen Gewässern erhalten, welche landseitig des Hochwasserschutzdammes liegen und somit nicht von der Hochwasserwelle erfasst wurden. Derartige „katastrophale“ Ereignisse sorgen dafür, dass die ohnehin an den Augewässern der March-Auen stattfindende Verlandung – zumindest was die Sukzession des Lebensraumes Schilfröhrichtht anlangt – eingebremst wird.

Literatur

- Aebischer, A., N. Perrin, M. Krieg, J. Studer & D.R. Meyer (1996):** The role of territory choice, mate choice and arrival date on breeding success in the Savi's Warbler *Locustella luscinioides*. *Journal of Avian Biology* 27: 143–152.
- Bauer, H.-G., M. Dienst & H. Jacoby (1993):** Habitatsprüche, Verbreitung und Bestandsentwicklung röhrichthbewohnender Singvogelarten am Bodensee-Untersee – mit einer Darstellung der Schilfproblematik. In: Symposium Teichrohrsänger 1993. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beiheft 68: 47–78.
- Bauer, H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005):** Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band II Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden. 622 pp.
- Beier, J. (1981):** Untersuchungen an Drossel- und Teichrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*, *A. scirpaceus*): Bestandsentwicklung, Brutbiologie, Ökologie. *Journal für Ornithologie* 122,3: 209–230.
- Bibby, J., N. D. Burgess & D. A. Hill (1995):** Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul. 270 pp.
- Csaba, V. (2009):** A nádgazdálkodás hatása a nádasok énekesmadár költőállományára. PhD-Arbeit, Loránd-Eötvös-Universität, Budapest.
- Dvorak, M., I. Winkler, C. Grabmayer & E. Steiner (1994):** Stillgewässer Österreichs als Brutgebiete für Wasservögel. Monographie des Umweltbundesamtes, Bd. 44, Wien. 341 pp.
- Dvorak, M., E. Nemeth, S. Tebbich, M. Rössler & K. Busse (1997):** Verbreitung, Bestand, und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See-See Winkel. BFB (Biologische Forschung Burgenland)-Bericht 86: 1–69.
- Gepp, J., N. Baumann, E. P. Kauch & W. Lazowski (1985):** Augewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des BMGU, Band 4. Wien. 322 pp.
- Glutz v. Blotzheim, U.N. & K. Bauer (1968):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2, Anseriformes (1. Teil): Entenvögel: Schwäne, Gänse, Enten. AULA Verlag, Wiesbaden. 534 pp.
- Glutz v. Blotzheim, U.N., K.M. Bauer & E. Bezzel (1973):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5, Galliformes – Gruiformes: Hünervögel, Rallen- und Kranichvögel. AULA Verlag, Wiesbaden. 699 pp.
- Glutz v. Blotzheim, U.N. & K. Bauer (1991):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 12/I, Passeriformes (3. Teil): Sylviidae. AULA Verlag, Wiesbaden. 626 pp.
- Graveland, J. (1999):** Effects of Reed Cutting on Density and Breeding Success of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus*. *Journal of Avian Biology* 30, Nr. 4: 469–482.
- Grüll, A. & E. Zwicker (1993):** Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichthbestände. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 68: 159–171.

Hoi, H., T. Eichler & J. Dittami (1991): Territorial spacing and interspecific competition in three species of reed warblers. *Oecologia* 87: 443–448.

Hund, K. & R. Morike (1993): Brut- und ethologische Untersuchungen an einer Brutpopulation des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) im Pfrunger Ried/Oberschwaben. In: Symposium Teichrohrsänger 1993. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beiheft 68: 97–127.

Laubmann, H. & B. Leisler (2001): The function of inter- and intraspecific territoriality in warblers of the genus *Acrocephalus*. In Hoi, H. (Red.): The ecology of reed birds. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien: 87–109.

Leisler, B. (1981): Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, *Sylvia*). I. Habitattrennung. Die Vogelwarte: Zeitschrift für Vogelkunde 31: 45–74.

Leisler, B. (1989): Grundlagen für den Artenschutz des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*): Lebensraumsprüche und mögliche Gefährdungsursachen. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 92: 29–36.

Neto, J. M. (2006): Nest-site selection and predation in Savi's Warblers *Locustella luscinoides*. *Bird Study* 53,2: 171–176.

Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. In: Symposium Teichrohrsänger 1993. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beiheft 68: 173–280.

Poulin, B. & G. Levebre (2002): Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodiversity and Conservation* 11: 1567–1581.

Saino, N. (1989): Breeding microhabitats of three sympatric acrocephaline species (*Aves*) in northwestern Italy. *Bolletino di zoologia* 56,1: 47–53.

Schneider, F. (1993): Zur Situation des Teichrohrsängers am südlichen Oberrhein. In: Symposium Teichrohrsänger 1993. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beiheft 68: 79–95.

Schulze-Hagen, K. (1993): Habitatsprüche und für den Schutz relevante Aspekte der Biologie des Teichrohrsängers. In: Symposium Teichrohrsänger 1993. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Beiheft 68: 15–40.

Statsoft Inc. (2005): STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.

Strohmaier, B., T. Zuna-Kratky & C. H. Schulze (2011): Untersuchung zu Effekten der Flussregulierung auf die Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 22: 45–62.

Strohmaier B., C. H. Schulze & T. Zuna-Kratky (2013): Effekte von Gewässerstruktur, Bewaldungsgrad und geografischer Lage auf Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. *Egretta* 53: XX-XX.

Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell. 792 pp.

Vadász, C., Á. Németh, C. Biró & T. Csörgő (2008): The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54 (Beilage 1): 177–188.

Zuna-Kratky, T. (1999): Vögel. In: Kelemen, J. & I. Oberleitner (Hrsg.): Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 211–223.

Zuna-Kratky, T., E. Kalivodová, A. Kürthy, D. Horal & P. Horák (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram. 295 pp.

Anschrift der Verfasserin:

MMag. Bernadette Strohmaier
Dreihackengasse 10
A-1090 Wien
bernadette.strohmaier@gmx.at

Anhang: Anzahl der Arten und Reviere der festgestellten Brutvögel an den untersuchten Augewässern der March-Auen im Jahr 2011. Das Tüpfelsumpfhuhn wird hier den Schilfvögeln zugeordnet

Addendum: Number of species and territories in backwaters at Morava floodplains in 2011. The Spotted Crake is listed amongst the reed-bed birds.

Gewässer Nr.	Gewässer / Art	Wasservogel- Arten	Wasservogel- Reviere	Limikolen- Arten	Limikolen - Reviere	Schilfvogel- Arten	Schilfvogel - Reviere	Zwergtaucher <i>Tachybaptus ruficollis</i>	Höckerschwan <i>Cygnus olor</i>	Graugans <i>Anser anser</i>	Schnatterente <i>Anas strepera</i>	Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	Knaikente <i>Anas querquedula</i>	Tafelente <i>Aythya ferina</i>	Teichhuhn <i>Gallinula chloropus</i>	Blässhuhn <i>Fulica atra</i>	Flussregenpfeifer <i>Charadrius dubius</i>	Kiebitz <i>Vanellus vanellus</i>	Tüpfelsumpfhuhn <i>Porzana porzana</i>	Wassermolle <i>Rallus aquaticus</i>	Rohrweihe <i>Circus aeruginosus</i>	Schilfrohsänger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Sumpfrohsänger <i>Acrocephalus palustris</i>	Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Drosselrohrsänger <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Rohrschwirt <i>Locustella luscinoides</i>	Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	Arten gesamt	Reviere gesamt		
1	Ausstand XVIa	2	3						2	1																				2	3
9	Zistersdorfer Pommer	4	9			3	10		2	2					1	4						6	2				2			7	19
10	Großer Beitzsee	5	20			5	17	4	1	2					3	10				3		3	4	5	2				10	37	
11	Großer Engelbrecht	6	13			5	27	1		2	2	4			1	3						11	1		5	2				11	40
13	Kleiner Breitensee	4	29	2	13	2	4		15	1	12	1					1	12				2					2			8	46
17	Flachensee	2	2			3	3															1				1	1			5	5
22	Eisenbahnerteich	1	1																			1					1			1	1
23	Skodateich	2	4			1	2					1				3							2							3	6
24	Hufeisenteich		0			1	1																			1				1	1
29	Altsee	3	5								2				1	2										1				3	5
34	Schwarzawa-	5	22			8	45		10	3				1	1	7				4	1	16	1	6	5	5	7			13	67
36	Pommersee	2	3			1	5			1	2											5								3	8
39	Röhringsee	6	36	1	2	6	27	4	1	22	3				2	4			1	1	5	8	2	6	1	5			14	65	
47	Hechtensee	1	2			3	5															3					1	1		4	7
48	Hechtensee - Altbett	1	4			2	2					4										1	1							3	6
	Gesamtanzahl	9	153	2	15	9	149	9	1	55	3	39	1	1	9	35	1	13	1	12	1	54	7	14	22	12	26	20	316		

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Egretta](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [53](#)

Autor(en)/Author(s): Strohmaier Bernadette

Artikel/Article: [Auswirkungen eines Winterhochwassers mit Eisbildung auf die Brutvogelgemeinschaften der Augewässer in den österreichischen March-Auen. 64-74](#)